

TESIS DOCTORAL
2015

ESTUDIO DE LA DINÁMICA DE POBLACIONES PELÁGICAS DE PECES MEDIANTE TÉCNICAS HIDROACÚSTICAS



Pablo Carrera López

DEPARTAMENTO DE BIOLOGÍA ANIMAL,
BIOLOGÍA VEGETAL E ECOLOGÍA



UNIVERSIDADE DA CORUÑA



Documento bajo licencia Creative Commons
2015 - Pablo Carrera López
Facultad de Ciencias, Universidade da Coruña

ESTUDIO DE LA DINÁMICA DE POBLACIONES PELÁGICAS DE PECES MEDIANTE TÉCNICAS HIDROACÚSTICAS

Pablo Carrera López
2015

Director: Ramón José Muíño Boedo

Departamento de BIOLOGÍA ANIMAL, BIOLOGÍA VEXETAL E ECOLOGÍA



UNIVERSIDADE DA CORUÑA

*A Rosana,
vínculo entre a miña utopía e a realidade .
A Raúl e Helena
materialización perfecta dese vínculo.*

Agradecimientos

Calquera traballo baseado maioritariamente en datos de campaña é por definición o resultado dun esforzo colectivo. Facer unha lista de agradecementos será, xa que logo, extensa e incompleta. Porén, sempre vai a haber persoas que, baixo o prisma subxectivo do responsábel en callar este traballo, tiveron unha influencia máis decisiva, quer polo apoio entusiasta, quer porque sen sabelo, influíron na forxa das aptitudes e actitudes dun servidor.

Como sempre ten que haber un nome que inicie a lista. Emporiso, quero expresar a miña gratitude a Carmela Porteiro, pola confianza e apoio que sempre me prestou. Foi ela quen tomou a decisión de orientar a miña vida profesional no Instituto Español de Oceanografía, IEO, nos dous alicerces que sustentan esta tese, a hidroacústica e a dinámica das especies peláxicas. Se Carmela, orientou, meu compañeiro Joan Miquel, deu ritmo á distorsión e amalgama sónica que en forma de eco non deixaba albiscar os fundamentos plasmados en ecogramas por esa cacofonía. A melodía foi cousa de Carlos Afonso Días, un exemplo de ética profesional e coñecemento do Instituto Nacional de Investigación das Pescas de Portugal, INIP, hoxe en día, Instituto Português do Mar e da Atmosfera, IPMA. Consellos sabios que aínda hoxe, logo de case que trinta anos, seguen vixentes.

Dos discuten si tienen ganas de compartir conocimientos. Por eso, deseo agradecer a mis compañeros del IEO de A Coruña, Jaime Mejuto y Antonio Celso Fariña con los que tuve y sigo teniendo la suerte de intercambiar pareceres. También a Manuel Varela, Antonio Bode y a Pablo Abaunza, actual Subdirector General del IEO, con quienes fuimos cambiando la orientación de las campañas PELACUS hacia un trabajo multidisciplinar. Mi trabajo como responsable de estas campañas no hubiera sido lo que es sin el apoyo firme y constante de Dolors Oñate. Merece un monumento. Junto a ellos una lista interminable de compañeros que directa o indirectamente



siempre prestaron su apoyo como Roberto Morlán, Begoña Castro, David Marcote, Elena Rey, Urbano Autón, José Varela, Lola Garabana, Angel Lamas, Jorge Lorenzo, Charo Carballo y especialmente mi querida Isabel González y Manuel Quintáns del Centro Oceanográfico de A Coruña; Rosendo Otero (una campaña sin él es difícil de concebir), José M. Cabanas, Hortensia Araujo, Agueda Cabrero, Gerardo Casas, Paz Díaz, Jesús Gago, Luisa Iglesias, Isabel Loureiro, José Ramón Pérez, Gersom Costas, Quena Peleteiro, Camilo Saavedra, Miren Itxaso Salinas, Xulio Valeiras, Antonio Solla, Eduardo López, Antonio Gómez, Isabel Ramilo del C. O. De Vigo. Y por supuesto, Nélida Pérez, Santiago Cerviño, Elena Guijarro, Tito Peleteiro, Isabel Bravo y Montse Pérez, con los que siempre es un placer intercambiar ideas; Ana Lago de Lanzós y Concha Franco, infatigables, con las cuales coordinamos campañas e ideas. A Begoña Villamor, Antonio Punzón, Fran Velasco, Izaskun Preciado, Alicia Lavín y Pilar Pereda del C.O. de Santander, les agradezco las largas conversaciones, consejos y proyectos que compartimos; con ellos en Santander, Pepe Zabala, Roberto Gancedo, Jorge Landa, Paco Sánchez, Marian Blanco, Pilar Córdoba, Clara Dueñas, Rosa Gancedo, Carmen Hernández, Charo Guerrero, Ana Antolínez, Lucía López y Eli Muñoz; Biel Pomar, Mariano Serra, Marian Peña, Federico Álvarez, Raquel Goñi y Magdalena Iglesias de Baleares; de mis compañeros de más al sur, quisiera destacar a Fernando Ramos, Javier García Delgado, Ana Giráldez, Alberto García, Rogelio Abad y Tere Santamaría. También quiero agradecer a mis compañeros de Gijón Enrique Nogueira y Rafa González-Quirós no sólo su colaboración en PELACUS si no también por el placer de compartir con ellos y con Guillermo Boyra largas discusiones metodológicas en JVUENA. Vaya también mi agradecimiento al resto del equipo que conforma este proyecto. Finalmente quiero expresar mi agradecimiento a Andrés Uriarte de Azti y a Emilio Fernández de la Universidad de Vigo. Seguro que no están todas las personas de las que soy deudor y por ello pido perdón por las ausencias que seguro habrá. A algunos esta tesis les llega tarde. Entre ellos, Manolo Meixide, Anselmo Padín, Blanca Landín o Luis Quintanilla. Ya os contaré.

Quiero agradecer a Miguel Bernal y a Begoña Santos el esfuerzo que han hecho para darle continuidad y nuevos bríos a la serie histórica de PELACUS así como por su apoyo científico que ha contribuido a que esta tesis viera la luz. A Gonzalo González-Nuevo le quiero agradecer que hubiese acabado su tesis antes que yo. Ello ha posibilitado el uso de mucha información oceanográfica que él se encargó de sintetizar de forma magistral.

Quiero agradecer especialmente y con mucho cariño a mi amigo Valentín Trujillo, los muchos y buenos ratos que hemos compartido desde siempre dentro y fuera del IEO. Así

mismo, tanto él como al Director General del IEO, Eduardo Balguerías, han facilitado mi vuelta al IEO luego de diez años de cambio de aires. Vuelta que se ha hecho más cómoda gracias al apoyo de compañeros como Javier Pereiro, Pepe Fumega, José Castro, Carmen Saínza y otros muchos. A todos mi gratitud por hacerme tan placentera la vuelta.

Parte importante de esta tesis es también producto de proyectos de investigación internacionales que me han permitido aplicar muchas de las técnicas utilizadas en la misma. Por ello quiero agradecer a mis compañeros del IPMA de Portugal, Juan Zowlinsky, Yorgos Stratoudakis, Alexandra Silva y especialmente a Vitor Marques quien me ha prestado los datos utilizados en el capítulo 4 de esta tesis. Así mismo, Jacques Massé, Mathieu Doray y Pierre Petitgas del Ifremer y François Gerlotto del IRD de Francia; a Dave Reid, John Simmonds y Paul Fernandes del Marine Lab, de Escocia; y Egil Ona y Rolf Korneliussen del IMR de Noruega. Y con ellos, toda la gran familia del Fisheries Acoustic Science Technology, del actual Working Group on Acoustic and Egg Surveys for Sardine and Anchovy in ICES Areas VII, VIII and IX y del WG on Widely Distributed Stocks.

Y por supuesto, a todas las tripulaciones de los B/O Cornide de Saavedra, Thalassa, Miguel Oliver, José María Navaz, Ramón Magalef, Noruega, Odón de Buen y Arola. Mi reconocimiento a su profesionalidad.

Esta tese foi feita en dous períodos separados por dez anos, do 2002 ao 2012, nos que adiquei as miñas enerxías a poñer andar ao Museo do Mar de Galicia. Unha fantástica experiencia, que permitiu engadir outras realidades ao meu caleidoscopio mariño e que, sen dúbida, melloraron a miña bagaxe máis biolóxica, social e, en definitiva, humana. Como acontece, son moitos máis dos que páxinas debe ter esta tese. Porén, quero dar as grazas aos meus amigos e compañeiros da Federación Galega pola Cultura Marítima e Fluvial e xunto a eles ao resto das asociacións que en toda Europa divulgan e salvagardan a nosa Identidade Marítima e a súa Cultura, onde a pesca e o marisqueo están sempre presentes. Tamén aos amigos, compañeiros de museos e colaboradores máis achegados que tiven na miña etapa no Museo. Son moitas as persoas, pero se cadra, Dionísio Pereira, Bernardo Máiz, Chus Giráldez, Ana Estévez, Xan Carmona, aos meus queridos José Luis Casado e Luis Rei, quenes hai ben pouco marcharon a navegar con Caronte por outros mares, Víctor Fernández, Paco Fdez. Rei, Elvira Mata, Gerardo García-Castrillo, Angel Escariz, Berto Comesaña, Alicia Carrera, Manuel Estévez, Manolo Sendón, Miquel Martí, Alvaro Garrido e Xaquín Lores, pola cercanía que sempre tiven con eles, son os que máis contribuíron a ampliar o meu espectro mariño.



Xunto a todos eles, quero mandar un agarimoso agradecemento aos nosos amigos Quique e Mari Carmen, por todos os anos que levamos compartindo e vendo como medraban xuntos David, Raúl, Daniel e Helena. O vindeiro ano, volveremos a compartir eses momentos tan prezados da vida, sen escusas de remate de tese.

Do traballo específico da tese, estou en débeda con Ramón Muíño, pola súa paciencia e a súa ousadía por ter aceptado ser o meu director de Tese. De seguro nunca pensou que ía ser a que máis tempo tardaría en ser presentada. Pero se callou, foi grazas a miña compañeira e amiga Isabel Riveiro, que sen querer ser titora da mesma, revisou todo o texto, achegando comentarios moi acertados e, sobre todo, dando a confianza necesaria nos momentos de dúbida que sempre existen. Tamén a Uxía Tenreiro, por enviarme as publicacións que precisaba mesmo antes de ter rematado o título das mesmas. Finalmente quero manifestar o meu agradecemento a Sole Rei, quen foi enganada para darlle forma a este traballo en tempo récord.

Do apoio profesional, ao anímico, no que Rosana, a maior sufridora dos momentos álxidos e compulsivos de traballo, dos cambios frecuentes de humor, e os nos fillos Raúl e Helena, foron mestres. A eles lles debo todas as horas roubadas do noso tempo libre e un verán que dificilmente poden ser reparados. Agardo, porén, que ver o produto final de tantas horas compense, dalgún xeito, todo o vivido. Xunto a eles, quero tamén expresar o agradecemento aos meus pais, Tito e Chita, xa que co seu esforzo, foron quen de sacar adiante 10 fillos e darlle carreira a un servidor. Sempre estarei en débeda con eles, e con certo amargor por non terdes rematado este traballo hai ano e medio para ver a unha nai orgullosa do seu fillo.

A todos o meu agradecemento, grazas, gracias, eskerrik asko, obrigado, thanks, merci, gracias.



RESUMEN

La presente Tesis ha analizado mediante técnicas hidroacústicas aspectos de la ecología de las poblaciones pelágicas tales como comportamiento frente a buques de investigación; proceso y patrones de agregación y distribución espacial; migración; y estimación de la abundancia, dinámica y hábitats. Los datos han procedido principalmente de las campañas de prospección acústico-pesquera llevadas a cabo por el Instituto Español de Oceanografía en primavera en el litoral norte español y Golfo de Vizcaya entre los años 1992 y 2002, y 2013-2015, la mayoría perteneciente a la serie histórica PELACUS.

Se ha evidenciado el efecto del ruido irradiado sobre el comportamiento de las especies objeto de estudio por buques cuya firma acústica no cumple con los estándares establecidos, generando un sesgo en los datos y estimaciones. Sin embargo, este sesgo es considerado mínimo en los buques silenciosos, lo que permite la continuidad de las series históricas de forma independiente del buque. El análisis de los patrones de agregación y distribución espacial ha permitido establecer protocolos para la identificación de ecotrazas, el período del día idóneo para su observación y determinar el alcance de la autocorrelación espacial de las principales especies pelágicas. Los resultados han sido utilizados para optimizar el diseño y estrategias de muestreo de las campañas de prospección acústica cuyo objetivo principal es la estimación de la abundancia de las poblaciones pelágicas por medio del método de ecointegración.

Las técnicas acústicas han permitido descartar una migración de post-puesta significativa de adultos de bacaladilla desde la zona principal de puesta, situada en Porcupine (oeste de Irlanda) hacia el Golfo de Vizcaya, siendo, por el contrario, una zona preferentemente de alevinaje con presencia también de individuos adultos de edades jóvenes.



Finalmente, el análisis de la serie histórica de campañas ha permitido establecer los hábitats preferentes de las principales especies pelágicas (sardina, jurel, caballa, ochavo, jurel mediterráneo, estornino, boga y juveniles de merluza), muy relacionados con las principales características oceanográficas que van variando a lo largo de la costa. Por otra parte, la serie histórica PELACUS confirma tanto la fuerza de los buenos reclutamientos de las poblaciones de caballa, jurel y sardina como los descensos de biomasa de población adulta en el caso de la sardina y la bacaladilla.

Palabras clave: hidroacústica, comportamiento, patrón de agregación, hábitat, cardumen, estimación de biomasa, Golfo de Vizcaya, sardina, jurel, caballa, bacaladilla, anchoa, boga, estornino, jurel blanco, ochavo.

RESUMO

A presente Tese analizou, mediante técnicas hidroacústicas, aspectos da ecoloxía das poboacións peláxicas como o comportamento fronte a buques de investigación; proceso e patróns de agregación e distribución espacial; migración; e estimación da abundancia, dinámica e hábitats. Os datos procederon maiormente das campañas de prospección acústico-pesqueira levadas a cabo polo Instituto Español de Oceanografía en primavera no litoral norte español e Golfo de Biscaia entre os anos 1992 e 2002, e 2013-2015, a meirande parte pertencente á serie histórica PELACUS.

Evidenciouse o efecto do ruído irradiado sobre o comportamento das especies obxecto de estudio por buques cuxa sinatura acústica non cumpre cos estándares establecidos, xerando un biés nos datos e nas estimacións. Porén, este biés é considerado mínimo nos buques silenciosos, o que garante a continuidade das series históricas de forma independente do buque. A análise dos patróns de agregación e distribución espacial permitiu establecer protocolos para a identificación de ecotrazas, o período do día idóneo para a súa observación e determinar o alcance da autocorrelación espacial das principais especies peláxicas. Os resultados foron utilizados para optimizar o deseño e estratexias de mostraxe das campañas de prospección acústica cuxo obxectivo principal é a estimación da abundancia das poboacións peláxicas por medio do método de eointegración.

As técnicas acústicas permitiron tamén descartar unha migración de post-posta significativa de adultos de lirio dende a zona principal de desova, situada en Porcupine (oeste de Irlanda) cara o Golfo de Biscaia, sendo, porén, unha zona preferentemente de cría con presenza tamén de individuos adultos de idades xove.

Finalmente, a análise da serie histórica de campañas permitiu establecer os hábitats preferentes das principais especies peláxicas (sardiña, xurelo, xarda, ochavo-reló,



xurel branco, cabalón, boga e carioca), moi relacionados coas principais características oceanográficas que van variando ao longo da costa. Pola outra banda, a serie histórica PELACUS confirma tanto la forza dos bos recrutamentos das poboacións de xarda, xurelo e sardiña como os descensos de biomasa da poboación adulta no caso da sardiña e do lirio.

Palabra chave: hidroacústica, comportamento de peixes, patrón de agregación, hábitat, xarabal, estimación de biomasa, Golfo de Biscaya, sardiña, xurelo, xarda, lirio, bocarte, boga, cabalón, xurleo branco, ocha-vo-reló.



SUMMARY

The present dissertation has analysed, using hydroacoustic techniques, ecology aspects of the pelagic fish species such as fish behaviour in relation to a survey vessel; aggregation and distribution patterns and processes; migration; and abundance estimation, dynamics and habitats. Data were mainly obtained from the spring Spanish acoustic-trawl time series PELACUS carried out by the Spanish Oceanographic Institute, SIO-IEO, off the northern Spanish waters and in the Bay of Biscay from 1992 to 2002, and from 2013 to 2015.

The impact of the radiated noise on the fish behaviour from research vessels with acoustic signature higher than the recommended standard for these ships, has been demonstrated. This might cause bias in data collection and estimates. Nevertheless, this bias is considered to be negligible for noise-reduced vessels, allowing time series be continued. The analysis of the aggregation and distribution patterns has allowed for establishing echo-trace identification protocols, determine occurrence patterns along the day and to estimate the mean range of the spatial autocorrelation for the main species. Results were used to optimize survey design and strategies for the acoustic surveys targeting on biomass estimation.

Besides, hydro-acoustic were used to reject a significant post-spawning migration of adult blue whiting from the main spawning grounds located around Porcupine area (west of Ireland) towards the Bay of Biscay. On the contrary, this last area should be rather considered a nursery area where only young mature fish would migrate. Finally, the PELACUS time series was used to infer the preferential habitats of sardine, horse mackerel, mackerel, chub mackerel, boar fish, bogue, Mediterranean horse mackerel and juvenile hake. These are closely related with the main oceanographic characteristics and processes which are different along the Spanish coast. On the other hand, PELACUS, although covering the boundary of the most impor-



tant stocks, is useful as long as is confirming the strength of the good year classes (recruitment) for mackerel, horse mackerel and sardine, while is detecting the first symptoms of a declining in the stock productivity.

Keywords: underwater acoustics, fish behaviour, aggregation pattern, habitat, schools, biomass estimation, Bay of Biscay, sardine, horse mackerel, mackerel, blue whiting, anchovy, bogue, chub mackerel, Mediterranean horse mackerel, boar fish.

ÍNDICE GENERAL

AGRADECIMIENTOS.....	6
RESUMEN.....	10
CAPÍTULO 1. INTRODUCCIÓN GENERAL.....	30
1.1. INTRODUCCIÓN GENERAL	31
1.1.1. Cultura y avance tecnológico en la explotación de los recursos marinos.....	31
1.1.2. Origen de la observación del medio marino a través del sonido.....	33
1.1.3. Estudio de los peces pelágicos a través del sonido.....	35
1.1.4. El uso de las técnicas de acústica en aguas atlánticas españolas.....	38
1.2. ALCANCE DE ESTA TESIS.....	39
1.3. PERÍODO ANALIZADO.....	40
1.4. OBJETIVOS Y ESTRUCTURA.....	41
CAPITULO 2. COMPORTAMIENTO DE LOS PECES FRENTE A LOS BUQUES DE INVESTIGACIÓN.....	45
2.1. INTRODUCCIÓN.....	46
2.2. MATERIAL Y METODOS.....	49
2.2.1. Signoise.....	50
2.2.2. Pelacus0414-Intercal.....	52
2.2.3. Análisis estadístico.....	53
2.3. RESULTADOS.....	57
2.3.1. Signoise.....	57
2.3.1.1. Comparación datos acústicos inter-buque.....	62
2.3.1.2. Comparación datos acústicos intra-buque.....	72
2.3.1.3. Estaciones de pesca.....	76
2.3.1.4. Firma acústica.....	82
2.3.2. Pelacus0414-Intercal.....	84
2.3.2.1. Comparación datos acústicos inter-buque.....	84
2.3.2.2. Comparación datos acústicos intra-buque.....	94
2.3.2.3. Pescas.....	95
2.4. DISCUSIÓN.....	119
2.4.1. Implicaciones metodológicas para las campañas de acústica.....	124
CAPITULO 3. TIPIFICACIÓN DE LOS PATRONES DE AGREGACIÓN DE LOS PECES PELÁGICOS MEDIANTE MÉTODOS ACÚSTICOS.....	129



3.1. INTRODUCCIÓN.....	130
3.2. MATERIAL Y MÉTODOS.....	133
3.2.1. Datos.....	135
3.2.2. Extracción de cardúmenes.....	135
3.2.2.1. Correcciones a las variables morfológicas del cardumen.....	139
3.2.3. Análisis estadístico.....	141
3.2.3.1. Bondad del proceso de extracción de variables.....	142
3.2.3.2. Consistencia en las asignaciones.....	142
3.2.3.3. Proceso de agregación.....	142
3.3. RESULTADOS.....	146
3.3.1. Bondad del proceso de extracción de variables.....	150
3.3.2. Consistencia de las asignaciones.....	154
3.3.3. Proceso de agregación.....	161
3.4. DISCUSIÓN.....	167
3.4.1. Proceso de extracción de variables.....	168
3.4.2. Proceso de agregación.....	169
3.4.3. Consistencia en las asignaciones.....	173
3.4.4. Influencia de las pautas de agregación en el diseño de campañas.....	176
CAPITULO 4: VARIACIONES CIRCADIANAS EN LA DISTRIBUCIÓN VERTICAL Y PATRÓN DE AGREGACIÓN DE SARDINA.....	179
4.1. INTRODUCCIÓN.....	180
4.1.1. El proyecto JUVESU.....	180
4.1.2. Estudio de los ritmos circadianos en JUVESU.....	185
4.2. MATERIAL Y METODOS.....	186
4.2.1. Datos.....	186
4.2.2. Análisis.....	190
4.3. RESULTADOS.....	193
4.3.1. Correspondencia entre ecograma registrado en papel y el post-procesado.....	195
4.3.2. Variaciones circadianas en el patrón de agregación.....	196
4.3.3. Variaciones circadianas en la abundancia.....	203
4.4. DISCUSIÓN.....	203
4.4.1. Implicaciones metodológicas para las campañas de acústica.....	210
CAPITULO 5.: CRITERIOS DE DISTRIBUCIÓN ENERGÍA ECOINTEGRADA BASADOS EN LOS RESULTADOS DE PESCAS IDENTIFICATIVAS.....	215
5.1. INTRODUCCIÓN.....	216
5.2. MATERIAL Y MÉTODOS.....	217

5.2.1 Métodos de asociación.....	218
5.2.2 Distribución de la energía ecointegrada por especies.....	221
5.3. RESULTADOS.....	222
5.4 DISCUSIÓN.....	234
CAPITULO 6: PATRONES DE DISTRIBUCIÓN ESPACIAL.....	243
6.1. INTRODUCCIÓN.....	244
6.2 MATERIAL Y METODOS.....	248
6.2.1 Datos.....	248
6.2.2 Análisis estadístico.....	248
6.2.2.1 Análisis en una dimensión.....	248
6.2.2.2 Análisis en dos dimensiones.....	250
6.3 RESULTADOS.....	252
6.3.1 Análisis en una dimensión.....	253
6.3.2 Análisis en dos dimensiones.....	262
6.4 DISCUSIÓN.....	279
6.4.1 Implicaciones metodológicas para las campañas de acústica.....	284
CAPITULO 7: ESTUDIO DE LA DINÁMICA DE LA BACALADILLA EN EL GOLFO DE VIZCAYA MEDIANTE CAMPAÑAS ACÚSTICAS.....	289
7.1 INTRODUCCIÓN.....	291
7.2 MATERIAL Y METODOS.....	294
7.3 RESULTADOS.....	298
7.3.1 Dinámica migratoria.....	298
7.3.2 Patrón de distribución.....	303
7.4 DISCUSIÓN.....	308
CAPITULO 8. ESTUDIO Y ESTIMACIÓN DE LA ABUNDANCIA DE LAS POBLACIONES PELÁGICAS DEL LITORAL NORTE ESPAÑOL MEDIANTE CAMPAÑAS DE PROSPECCIÓN ACÚSTICO-PESQUERA.....	317
8.1. Introducción.....	318
8.2. Material y métodos.....	322
8.3. Resultados.....	337
8.3.1. Índices de presencia.....	337
8.3.2. Centro de gravedad.....	342
8.3.3. Estimación de biomasa.....	349
8.3.4. Comparación con las estimaciones previas de sardina.....	355
8.4. Discusión.....	356



CAPÍTULO 9. CONCLUSIONES GENERALES.....	363
Conclusiones generales.....	364
Conclusións xerais.....	370
General conclusions.....	375
BIBLIOGRAFÍA.....	381
APÉNDICE 1. TEORÍA ACÚSTICA.....	419
1. Introducción.....	420
2. Propiedades físicas.....	421
3. Equipo acústico.....	431
3.1. Transmisor-receptor (transceptor).....	431
3.2. Transductor.....	432
4. Ecointegración.....	435
5. Glosario de unidades utilizadas en acústica.....	439
6 Calibración.....	440
6.1. Práctica.....	441

ÍNDICE DE FIGURAS

CAPÍTULO 2

2.1. Plan de radiales y estaciones de ictioplancton y meteorológicas previstas en Signoise.....	53
2.2. Parrilla de muestreo prevista en Pelacus0414Intercal.....	54
2.3. Representación esquemática de las navegaciones y trabajo en estaciones de pesca.....	55
2.4. Radiales realizados durante Signoise por cada buque.....	59
2.5. Cardúmenes de referencia del Cornide de Saavedra y Vizconde de Eza.....	61
2.6. Tasa de sondeo en función de la profundidad para cada buque.....	62
2.7a. Porcentaje de ecotrazas por tipología y buque	65
2.7b. Ecointegración media por tipología y buque.....	65
2.7c. Porcentaje de ecointegración por tipología y buque.....	65
2.7d. Proporción media de ecointegración para cada tipología y buque.....	66
2.8. Frecuencias acumuladas de radial de la energía ecointegrada y del número de agregados por buque.....	68
2.9. Frecuencias acumuladas de radial de la energía ecointegrada y del número de capas por buque.....	68
2.10. Frecuencias acumuladas de radial de la energía ecointegrada y del número de cardumenes por buque.....	68
2.11. Id. por radial, tipo de ecotaza y buque.....	69
2.12. Patrones de agregación en el radial 5 detectados por cada buque.....	71
2.13. Patrones de agregación en el radial 6 detectados por cada buque.....	72
2.14. Frec. acum. energía ecointegrada y del número de cardumenes al radial 3 por el B/O Cornide de Saavedra.....	75
2.15. Id. B/O Vizconde de Eza.....	77
2.16. Dendograma de distancias KS de la proporción en número captura.....	80
2.17. Dendograma de distancias lineales entre estaciones de pesca.....	81
2.18. Func. Densidad Acumulada (FDA) de la proporción en número entre pescas próximas y buque.....	82
2.19. Firma acústica de los buques Cornide de Saavedra y Vizconde de Eza.....	85
2.20. Parrilla de muestreo en PELACUS 0314Intercal.....	84
2.21. NASC y no de cardúmenes acumulados y FDA de NASC para cada buque en la primera navegación.....	87
2.22. Id. segunda navegación.....	87
2.23. Id. tercera navegación.....	88
2.24. Id. cuarta navegación.....	88



2.25. Id. quinta navegación.....	89
2.26. Id. sexta navegación.....	89
2.27. Id. séptima navegación.....	90
2.28. Id. octava navegación.....	90
2.29. Id. novena navegación.....	91
2.30. Id. décima navegación.....	91
2.31. Id undécima navegación.....	92
2.32. Boxplots valores medios de integración para cada buque y transecto.....	92
2.33. FDA para cada buque y radial en la zona costera.....	96
2.34. FDA para cada buque y radial en la zona talud.....	97
2.35. Localización de las estaciones de pesca.....	98
2.36. Boxplot con las velocidades medias de arrastre para cada buque.....	99
2.37. Composición específica (%) por pesca y buque en la zona costera.....	101
2.38. Ecograma de la pesca número 15.....	102
2.39. Composición específica (%) por pesca y buque en la zona intermedia.....	103
2.40. Ecograma de la pesca número 4.....	103
2.41. Composición específica (%) por pesca y buque en la zona profunda.....	104
2.42. Ecograma de la pesca número 8.....	105
2.43. Ecograma de la pesca número 11.....	106
2.44. FDA tallas de anchoa en estrato costero.....	109
2.45. FDA tallas de sardina en estrato costero.....	110
2.46. FDA tallas de espadín en estrato costero.....	110
2.47. FDA tallas de caballa en estrato costero.....	110
2.48. FDA tallas de anchoa en estrato intermedio.....	111
2.49. FDA tallas de espadín en estrato intermedio.....	112
2.50. FDA tallas de caballa en estrato intermedio.....	113
2.51. FDA tallas de sardina en estrato profundo.....	113
2.52. FDA tallas de jurel en estrato profundo.....	114
2.53. FDA tallas de caballa en estrato profundo.....	115
2.54. FDA tallas de estornino en estrato profundo.....	116
2.55. FDA tallas de anchoa en estrato costero, comparación intrabarco.....	116
2.56. FDA tallas de espadín en estrato costero, comparación intrabarco.....	117
2.57. FDA tallas de anchoa en estrato intermedio, comparación intrabarco.....	117
2.58. FDA tallas de espadín en estrato intermedio, comparación intrabarco.....	118
2.59. FDA tallas de caballa en estrato intermedio, comparación intrabarco.....	118
2.60. FDA tallas de sardina en estrato profundo, comparación intrabarco.....	119
2.61. FDA tallas de jurel en estrato profundo, comparación intrabarco.....	119
2.62. FDA tallas de caballa en estrato profundo, comparación intrabarco.....	120



2.63. Ecograma del B/O Cornide de Saavedra mostrando reacción de huida.....	124
---	-----

CAPÍTULO 3

3.1. Ecograma con explicación de sus principales características mostradas.....	134
3.2. Representación esquemática de los patrones de agregación de los peces.....	136
3.3. Representación esquemática de las principales variables extraídas de los cardúmenes.....	139
3.4. Ecograma de un mismo cardumen visualizado a distintas profundidades.....	140
3.5. Representación esquemática de la distorsión en longitud de un cardumen.....	141
3.6. Boxplots de variables de cardúmenes extraídas manual y automáticamente.....	149
3.7. Gráficos de dispersión del a comparación entre la toma de medidas Manual y con Echoview.....	152
3.8. PCA por año y para la serie histórica con los componentes I y II.....	155
3.9. Representación esquemática de las correlaciones.....	158
3.10. Funciones de densidad de probabilidad (pdf) de las variables profundidad y hora para cada campaña.....	161
3.11. Resultados GAM sobre ocurrencia de cardúmenes en función de la profundidad y hora.....	163
3.12. Resultados GAM para modelo combinado profundidad y hora.....	165
3.13. Resultados GAM para modelo combinado profundidad y hora. Especies sardina y jurel.....	166
3.14. Posición relativa de los cardúmenes de jurel y sardina en la columna de agua.....	167

CAPÍTULO 4

4.1. Esquema de funcionamiento del lidar.....	182
4.2. Espectro de atenuación de la señal del lidar en el agua y su función de ajuste Cardumen registrado por lidar.....	183
4.3. Áreas de estudio durante el proyecto JUVESU.....	185
4.4. Parrilla de muestreo prospectada durante la fase extensiva de la campaña JUVESU 0998.....	187
4.5. Recorrido acústico llevado a cabo durante la fase intensiva de la campaña JUVESU 0998.....	189
4.6. Posición y proporción de especies por lance.....	194
4.7. Comparación de los valores NASC obtenidos por los diferentes métodos.	195
4.8 Ecograma del inicio del radial 8.....	197
4.9. Proporción en número de cada tipología por período de prospección.....	198
4.10ah. Boxplots de las variables energéticas, geométricas y de posición para cada tipo de agregado.....	200



4.11. Proporción en energía de cada tipología por período de prospección.....	201
4.12. Ecograma mostrando ecotrazas tipo "schools" localizados en el radial 3, con efecto shadowing.....	202
4.13. Ecograma mostrando una ecotraza tipo "bottom aggregate" localizada en el radial 2.....	204
4.14. Ecograma mostrando una ecotraza tipo "surface aggregate" localizada en el radial 1.....	205
4.15. Ecograma mostrando una ecotraza tipo "surface aggregate" localizada en el radial 1.....	206
4.16ac. Posición relativa en la columna de agua y profundidad media por estrato de profundidad y ecotraza.....	209
4.17. Valores de ecointegración total (NASC) obtenidos en los diferentes recorridos.....	210
4.18. Valores NASC acumulados obtenidos en los diferentes recorrid. Se incluye también la media.....	211
4.19. Boxplot de los valores NASC por recorrido en escala lineal y logarítmica.....	212
4.20. Ecograma ampliado del tipo "surface aggregate".....	213

CAPÍTULO 5

5.1. Zona de estudio, con los radiales y ESDU.....	218
5.2. Estaciones de pesca, mostrando el porcentaje de energía (NASC, m2 mn2) asignado a cada especie.....	222
5.3ad. Asignaciones de estaciones de pesca por ESDU para cada método.....	224
5.4. Número de ESDU en los que cada pesca ha sido utilizada por cada método.....	223
5.5. Energía distribuida por especie (NASC, m2 mn2) y método.....	223
5.6. Variación con respecto al valor medio de energía calculado para cada especie y método.....	225
5.7. BoxPlot de valores NASC asignados a cada especie con cada método.....	230
5.8af. Diferencia de energía atribuida a sardina (NASC, m2 mn2) entre métodos.....	235
5.9af. Diferencia de energía atribuida a sardina (NASC, m2 mn2) entre métodos.....	238

CAPÍTULO 6

6.1. Distribución geográfica de los cardúmenes de cada especie en cada campaña.....	247
6.2. Gráfico de dispersión, confrontando el porcentaje de cardúmenes válidos frente al total por milla.....	253
6.3. FDA de la distancia al próximo cardumen con su ajuste a una distribución Weibull y Poisson.....	254
6.4a. Gráficos de dispersión mostrando los criterios de selección. Campaña del año 1992.....	257



6.4b. Gráficos de dispersión mostrando los criterios de selección. Campaña del año 1993.....	258
6.4c. Gráficos de dispersión mostrando los criterios de selección. Campaña del año 1995.....	259
6.4d. Gráficos de dispersión mostrando los criterios de selección. Campaña del año 1996.....	260
6.4e. Gráficos de dispersión mostrando los criterios de selección. Campaña del año 1997.....	261
6.5. Variogramas experimentales y teórico de la ocurrencia de cardúmenes por milla.....	263
6.6. Variogramas experimentales y teórico de NASC asignado a sardina.....	265
6.7. Variogramas experimentales y teórico de NASC asignado a jurel.....	266
6.8. Variogramas experimentales y teórico de NASC asignado a caballa.....	268
6.9. Variogramas experimentales y teórico de NASC asignado a bacaladilla.....	269
6.10. Variogramas experimentales y teórico de NASC asignado a peces.....	271
6.11. Variogramas experimentales y teórico de NASC por categorías asignado a sardina.....	272
6.12. Variogramas experimentales y teórico de NASC por categorías asignado a jurel.....	274
6.13. Variogramas experimentales y teórico de NASC por categorías asignado a caballa.....	276
6.14. Variogramas experimentales y teórico de NASC por categorías asignado a bacaladilla.....	278
6.15a. Patrones de distribución espacial generados por Mello y Rose (2005).....	282
6.15b. Variogramas empíricos (círculos) y teóricos (línea) generados con los anteriores datos.....	285

CAPÍTULO 7

7.1. Área de distribución (azul) y principal área de puesta (rojo) de la bacaladilla (adaptado de Bailey, 1982 en Payne et al., (2012).....	290
7.2. Energía retrodifundida (NASC) atribuida a bacaladilla en PELACUS 92 (arriba) y 1993 (abajo).....	292
7.3. Parrilla de muestreo prospectada en SEFOS94 (arriba) y SEFOS96 (abajo).....	294
7.4. Parrilla de muestreo prospectada en PELACUS0315.....	295
7.5a. NASC atribuidos a bacaladilla en la campaña de 1994.....	298
7.5b. NASC atribuidos a bacaladilla en la campaña de 1996.....	302
7.6. Diferencias en NASC entre la segunda y la primera fase de cada campaña.....	302
7.7. Distribuciones de tallas estimadas para bacaladilla por fase y campaña.....	303



7.8. Ecograma mostrando los cardúmenes de juveniles de bacaladilla (2762 mm).....	306
7.9. Ecograma mostrando los cardúmenes de juveniles de bacaladilla (911 cm).....	307
7.10. Ecograma mostrando los cardúmenes de juveniles de bacaladilla (1316 cm).....	307
7.11. Ecograma mostrando los cardúmenes de adultos de bacaladilla.....	309
7.12. Ecograma de las estaciones de pescas 14 y 17 en PELACUS 0315.....	310
7.13. Ecograma de las estaciones de pescas 49 y 50 en PELACUS 0315.....	313
7.14. Ecograma de las estaciones de pescas 29 y 30 en PELACUS 0315.....	316

CAPÍTULO 8

8.1. Capturas relativas (1950-2011) de las principales especies pelágicas.....	319
8.2. Mapa topográfico con isobatas de la zona de estudio.....	321
8.3. Distribución de las principales masas de agua.....	324
8.4. Probabilidad de presencia de plumas de río a 10 m de profundidad (datos de campo desde 1987 a 2007).....	325
8.5. Probabilidad de presencia de afloramiento en primavera (datos de campo desde 1987 a 2007).....	325
8.6. Principales patrones de circulación en el NW de la península ibérica (Ferrer y Caballero, 2011).....	326
8.7. Variabilidad temporal de la estimación de clorofila superficial mediante satélite SeaWiFS.....	328
8.8. Distribución mesozooplankton (número m ²) en primavera de 2004 por zona.....	329
8.9. Distribución de lances por sector y estrato de profundidad.....	337
8.10. Índice de cociente, Qi, calculado para las principales especies por sector y estrato de profundidad.....	338
8.11. Índice de prevalencia, pi, calculado para las principales especies por sector y estrato de profundidad.....	339
8.12. Baricentro de la distribución de la energía acústica (NASC) de las principales especies por año.....	344
8.13a. Resultados de la evaluación de sardina.....	351
8.13b. Resultados de la evaluación de jurel.....	352
8.13c. Resultados de la evaluación de caballa.....	353
8.13d. Resultados de la evaluación de bacaladilla.....	354
8.14. Comparación de las evaluaciones de sardina estimadas en este trabajo con las históricas.....	355
8.15. FDA de la abundancia estimada por clase de talla en este trabajo con las históricas.....	355
8.16. Distribución de la bacaladilla estimada en primavera de 2015 durante PELACUS 0315.....	361



8.17. Relación entre la biomasa y la profundidad media de la distribución de bacaladilla.....	361
---	-----

APÉNDICE 1

A.1. Tipos de muestreo acústico desde un buque.....	421
A.2. Generación simple de una onda acústica.....	422
A.3. Pérdidas de transmisión.....	424
A.4. Refracción del sonido.....	425
A.5. Reflexión de las ondas por una esfera ideal (TS).....	426
A.6. Reflexión del sonido por un banco de peces.....	427
A.7. Efecto de la profundidad en el TS en el capelín (<i>Mallotus villosus</i>).....	428
A.8. Impacto del aspecto dorsal en la energía retrodifundida.....	428
A.9. Esquema de la difusión Raileigh para una frecuencia dada y tamaños crecientes de blanco.....	429
A.10. Ejemplo de trabajo en multifrecuencia, con la frecuencia de respuesta relativa.....	430
A.11. Configuración de un haz acústico de 70°.....	430
A.12. Representación esquemática de las zonas ciegas o muertas del fondo.....	434
A.13. Geometrías de los diferentes tipos de transductor, simple, dual beam y split beam o haz partido.....	434
A.14. Principio básico de ecointegración.....	436



ÍNDICE DE TABLAS

CAPÍTULO 2

2.1. Principales características técnicas de cada barco.....	51
2.2. Posición y fecha de prospección de los radiales y nombre del buque que lideró.....	60
2.3. Principales características del cardumen de referencia en Signoise.....	61
2.4. Signoise. Principales características morfométricas de las ecotrazas detectadas por cada barco y radial.....	63
2.5. Signoise. Número de ecotrazas por tipología y sus valores de integración relativa y media.....	65
2.6. Signoise. Resultado del ANOVA KW por rangos y test de la Mediana. Comparaciones entre buques por cada tipología de ecotraza.....	67
2.7. Id. Comparaciones entre buques por radial.....	73
2.8. Id. Comparaciones intra buques. Cornide de Saavedra.....	76
2.9. Id. Comparaciones intra buques. Vizconde de Eza.....	78
2.10. Signoise. Estaciones de pesca (tipo de arte, fecha, situación y captura en número por especie).....	79
2.11. Signoise. Distancia y diferencias en hora y profundidad entre los pares de pesca comparados.....	81
2.12. Signoise. Resultados del test KS para tallas y porcentaje de captura en número por especie.....	83
2.13. Pelacus0314Intercal. Horario y tipo de recorrido realizado a cada radial.....	95
2.14. Pelacus0314Intercal. Resultados ANOVA KW a valores de integración entre buques y recorrido.....	95
2.15. Pelacus0314Intercal. Estaciones de pesca (fecha, hora, profundidad, situación y eointegración).....	100
2.16. Pelacus0314Intercal. Lista faunística.....	107
2.17. Pelacus0314Intercal. Pares de pesca por estrato para comparaciones intra-buque.....	109

CAPÍTULO 3

3.1. Características principales de las campañas.....	135
3.2. Número de millas total y por tipología de agregación y número de cardúmenes (totales y válidos) por campaña.....	146
3.3. Número de cardúmenes asignados a especies por año.....	147
3.4. Distancia media de cardumen a costa (coeficiente de variación en %) por especie y año.....	148
3.5. Valores medios (d.e.) de las variables descriptoras de cardúmenes utilizadas para el análisis multifactorial.....	153



3.6. Análisis de Componentes Principales (ACP) por año y total. Resultados en los cuatro primeros factores.....	156
3.7. ACP para cada especie. Resultados en los 4 primeros factores.....	157
3.8. Análisis Factorial Discriminante (AFD). % de cardúmenes discriminados por especie y año.....	159
3.9. AFD. Número de cardúmenes asignados por especie y categoría.....	160
3.10. Resultados de ANOVA entre modelos GAM.....	160

CAPÍTULO 4

4.1. Hora de inicio y final de cada radial y recorrido llevado a cabo en la fase intensiva de JUVESU 0998.....	187
4.2. Estaciones de pesca (hora y fecha, posición y captura por especie en número y peso).....	188
4.3. Número de ecotrazas por tipología y prospección.....	196
4.4. Valores medianos para los principales descriptores de las tipologías.....	199
4.5. Test tWelch comparación valores de integración entre recorridos.....	203

CAPÍTULO 5

5.1. Valores b20 de las relaciones TS/talla usadas para cada especie.....	221
5.2. Coef. Correlación (Pearson) y nivel de significación entre métodos y para cada especie.....	226
5.3. Resultados del test KW	230
5.4. Tests a posteriori por especie y método. Arriba test Wilcoxon; abajo test pareado KW.....	233

CAPÍTULO 6

6.1. Número de millas (prof<250 m) y de cardúmenes, número de cardúmenes por milla y % de válidos por año.....	252
6.2. Análisis de las distancias al próximo cardumen por año.....	255
6.3. Principales características de los cluster por año.....	256
6.4. Matriz de correlaciones entre las variables de los clusters.....	256
6.5. Variogramas de la ocurrencia de cardúmenes.....	262
6.6. Variogramas sobre valores de integración de sardina por año.....	264
6.7. Id. Jurel.....	267
6.8. Id. Caballa.....	268
6.9. Id. Bacaladilla.....	270
6.10. Id. Peces.....	271
6.11. Variogramas sobre valores de integración por categorías para sardina y año.....	273



6.12. Id. Jurel.....	275
6.13. Id. Caballa.....	277
6.14. Id. Bacaladilla.....	283

CAPÍTULO 7

7.1. Características principales de las campañas SEFOS.....	293
7.2. Principales resultados obtenidos por cobertura y zona.....	301
7.3. Características de las pescas identificativas de bacaladilla (hora, día, % bacaladilla y talla media). Campañas SEFOS.....	305
7.4. Id. PELACUS 0315.....	305

CAPÍTULO 8

8.1. Características principales de las campañas llevadas a cabo en el litoral norte español entre 1982 y 1991.....	321
8.2. Principales características oceanográficas en cada sector geográfico.....	323
8.3. Características principales de las campañas analizadas en el presente trabajo.....	331
8.4. Valores de TS (b20 referencias bibliográficas.....)	333
8.5. Baricentros de distribución (coordenadas de profundidad y distancia al inicio) por especie y año.....	341

APÉNDICE 1

A.1. Características de los pulsos de transmisión.....	431
A.2. Relación entre pulso de transmisión y ancho de banda.....	432
A.3. Relación entre frecuencia, tamaño del transductor y campo próximo.....	434



1

INTRODUCCIÓN GENERAL



1.1. INTRODUCCIÓN GENERAL

1.1.1. Cultura y avance tecnológico en la explotación de los recursos marinos

Uno de los grandes retos de la humanidad ha sido, sin duda alguna, el uso de los mares como vías de comunicación y como fuente de recursos. Efectivamente, desde la antigüedad, el hombre ha sido capaz de desarrollar artefactos que le permitieron vadear ríos y mares. Primero, mediante odres que le daban flotabilidad y, posteriormente, confeccionando verdaderas embarcaciones, de madera u otros materiales vegetales así como de cuero (Casson, 1995). Conforme el saber hacer de la construcción naval fue mejorando los navíos, la humanidad fue colonizando todos los continentes en un tiempo relativamente corto. Pero también fue capaz de aprovechar los ingentes recursos alimenticios que los mares ofrecían. Para ello, al saber hacer de la construcción naval y marinería hubo que unir otra serie de habilidades, desarrolladas a través de la experiencia y observación, para poder capturar de la forma más adecuada las especies marinas que componían su dieta alimenticia.

Ha sido preciso, pues, desarrollar culturas marítimas que podemos definir como el **Conjunto de conocimientos y manifestaciones de un grupo social, desarrolladas en un entorno natural costero específico, utilizados para interpretar su experiencia y generar comportamientos** (Spradley y McCurdy, 1975). Conforme a esta definición clásica, podemos afirmar que, en el desarrollo social de una comunidad costera, desde sus fases iniciales de subsistencia hasta las últimas donde prevalece el conocimiento y explotación racional de su medio, existe un conjunto de interacciones hombre-medio natural, de las cuales algunas pasan a formar parte del acervo común de esa sociedad. Una parte del mismo que reúne tradiciones, conocimiento empírico o experimental así como sus expresiones materiales e inmateriales, conforma el **patrimonio** que podemos definir como el conjunto de valores tangibles e intangibles y marcos naturales relacionados con el desarrollo de una sociedad que es estimado por los individuos contemporáneos, tanto por su utilidad como también como una expresión de su propio desarrollo.

Además de elementos patrimoniales propios, las sociedades tienden a incorporar desarrollos tecnológicos e industriales ajenos. Dichas adquisiciones están relacionadas con la optimización de procesos o explotación de recursos de forma más eficiente que la conseguida con sus propios medios. En el caso de los recursos natu-



rales marítimos, estos desarrollos, especialmente en los campos de la conservación y comercialización, aumentaron las expectativas de captura al no vincular oferta (captura) con su posterior demanda ni espacial ni temporalmente. Este fenómeno se acentuó a finales del siglo XIX con la introducción de las máquinas de vapor como sistema de propulsión y el acero como material de construcción de los buques, aumentando el rango de acción y su poder de pesca.

Esta carrera tecnológica ha traído dos efectos complementarios: la mejora de la seguridad y habitabilidad a bordo y, por otra parte, un aumento del poder de pesca, que en algunos casos se ha traducido en un aumento de los rendimientos pesqueros. Como consecuencia de este aumento en las capturas, las poblaciones de peces se han resentido. En los últimos cincuenta años, la FAO considera que en al menos una de cada cuatro pesquerías los rendimientos se han derrumbado (Mullon et al., 2005) y, en algunos casos extremos, se considera que las poblaciones están en riesgo de extinción (Powles et al., 2000). Pero incluso antes de que la sobrepesca fuese reconocida como la causa principal que provocaba la disminución del tamaño de las poblaciones (y consecuentemente de las capturas), la historia es pródiga en ordenanzas que prohibían o limitaban espacial y temporalmente el uso de ciertos artes de pesca como medida de gestión y regulación de pesquerías costeras. En el caso concreto de Galicia, las regulaciones sobre la pesca de sardina elaboradas entre finales de la Baja Edad media y la Edad Moderna dieron pie a notorios pleitos y conflictos entre cofradías por el empleo de determinados artes (Meijide Pardo, 2002; Juega Puig, 2006). En la mayoría de los casos, estas ordenanzas tenían como objetivo disminuir la conflictividad social pero, de forma paulatina, se fueron desarrollando otras que buscaban limitar la presión pesquera ejercida sobre las poblaciones.

Como objetivo principal los científicos elaboran consejos orientados a evitar que las poblaciones sometidas a explotación entren en riesgo de derrumbe al tiempo que permiten su explotación sostenible en el tiempo. Para ello es necesario evaluar el estado de estas poblaciones y generar la máxima información posible para analizar, determinar y, finalmente, escoger estrategias de explotación a corto y medio plazo. Este proceso requiere plantear diferentes escenarios tanto sobre el *status quo* de la población (estimación del tamaño de la población y su dinámica) así como de gestión de la explotación de la misma (infiriendo también las consecuencias que tendría la aplicación de cada uno de los escenarios de gestión sobre cada uno de los escenarios de *status quo* estimados) y, finalmente, evaluar la probabilidad de cada combinación (Hilborn, 2003). A juicio de este autor, a corto plazo, la gestión



de pesquerías estará basada en reglas básicas derivadas en mayor medida en datos directos que en modelos teóricos, sirviendo éstos para evaluar la robustez de las reglas decididas.

Probablemente este razonamiento es debido a que los modelos analíticos de evaluación usados para la gestión de pesquerías no incluían información biológica adicional o posibles efectos medioambientales que, en especies con un ciclo de vida corto, demostraron ser determinantes para cualquier estimación sobre el estado de la población y posterior estrategia de explotación (Brander, 2003). Puesto que a pesar de las mejoras en los modelos analíticos de evaluación el número de poblaciones sometidas a explotación pesquera en riesgo de sobre-explotación continuaba aumentando, en el año 2003 se entiende que para cambiar esta tendencia, hay que variar de método de evaluación y gestión de las pesquerías, integrando el conocimiento adicional medioambiental y biológico sobre las especies con la actividad humana ejercida en el medio acuático (pesca, principalmente). Esto es, un Enfoque al Ecosistema de las Pesquerías (Ecosystem Approach to Fisheries, EAF; FAO, 2003) definido como: *“...un esfuerzo para compaginar diversos objetivos sociales, que tenga en cuenta el conocimiento y las incertidumbres de los componentes bióticos, abióticos y humanos del ecosistema marino y sus interacciones, aplicando un enfoque integrado a las pesquerías dentro de unos límites ecológicamente comprensibles”*. A raíz de la misma, en el año 2008 la Unión Europea adoptó la directiva 2008/56/EC que obliga a los Estados Miembros a mantener o alcanzar el Buen Estado Ambiental (BEA) en sus aguas en el año 2020. Para la UE éste significa “aquel estado medioambiental de las aguas marinas en el que éstas dan lugar a océanos y mares ecológicamente diversos y dinámicos, limpios, sanos y productivos en el contexto de sus condiciones intrínsecas, y en el que la utilización del medio marino se encuentra en un nivel sostenible, quedando así protegido su potencial de usos y actividades por parte de las generaciones actuales y futuras”. Para ello, la estructura, las funciones y los procesos de los ecosistemas que componen el medio marino, junto con los factores fisiográficos, geográficos, geológicos y climáticos, deben ser estudiados.

1.1.2. Origen de la observación del medio marino a través del sonido

El medio marino no permite en muchos una observación directa por parte del científico: sus características físicas nos impiden desarrollar estudios de campo semejantes a los que haríamos en tierra. La escasa penetración de la luz en el agua así como la necesidad de utilizar medios auxiliares para respirar y evitar los problemas



de presión, han hecho del estudio de las poblaciones de peces y de sus hábitats una ciencia dependiente de los avances tecnológicos.

La exploración científica y biológica del medio marino ha sido, pues, la historia del desarrollo tecnológico e instrumental. Destaca, entre los pioneros por su avanzado diseño científico, la campaña llevada a cabo entre los años 1839 y 1843 por Sir James Clark Ross, quien con medios mecánicos, a bordo de los navíos Erebus y Terror, llevó a cabo estudios sistemáticos de geografía y cartografía de los fondos marinos en las aguas septentrionales del hemisferio sur. Además tomó también muestras biológicas del fondo marino. Es en esta época cuando otro científico británico, Edward Forbes, a bordo del F. R. S. Beacon y tomando también muestras biológicas de los fondos marinos del Mar Egeo, llegó a la conclusión de que a partir de las 300 brazas (550 metros) de profundidad no se daban las condiciones para el desarrollo de la vida, denominando, consecuentemente, Zona Azoica a las profundidades marinas. No tardaron en llegar nuevas evidencias de que la vida marina se extendía mucho más allá. De hecho, la última gran aventura marítima, por duración y objetivos, llevada a cabo a bordo de la corbeta de la marina británica H. M. S. Challenger, recogió muestras de organismos vivos a más de 650 brazas de profundidad (1200 m aprox). Con esta épica campaña, comandada por Charles Wyville Thompson, que se inició el 21 de diciembre de 1872 y finalizó, volviendo triunfalmente a Spithead, el 24 de mayo de 1876, día del 57º aniversario de la reina Victoria, se inició la gran época de la investigación marina. Nuevos equipos de medición y toma de muestras de variables físicas, químicas, geológicas y biológicas se ponen al servicio de la ciencia. Sin embargo es necesario destacar los comentarios 421 a 424 que Maury detalla en su libro *The Physical Geography of the Sea* (1855):

- [...] el fondo de lo que los marineros llaman el Gran Azul es tan desconocido para nosotros como el interior de cualquier planeta de nuestro sistema solar.
- [...] la serie de experimentaciones llevadas a cabo sobre este tema [la relación lineal entre la longitud del cable de un escandallo de sondeo y la profundidad] demuestra que no hay ninguna confianza depositada sobre esta suposición.
- Se han llevado a cabo ensayos para sondear el mar mediante sonido y la presión, pero en el Gran Azul, cada nueva prueba tan sólo constató la evidencia de un nuevo fallo.



- Pero, independientemente de estos fallos, hay que seguir animados, ya que mayores dificultades han sido superadas en otras disciplinas de la investigación física.

Efectivamente, Maury había dado con una de las piezas clave para observar el medio marino: las propiedades acústicas del sonido en el mar. A pesar de su escepticismo inicial cuando se trataba de sondear a gran profundidad, poco a poco su idea fue tomando cuerpo. Pero harían falta dos hechos para que el sueño de Maury se pudiera alcanzar técnicamente: el Titanic, cuyo hundimiento en 1912 provocó una consternación mundial, animando a los científicos a buscar nuevos métodos para observar el mar; y la Primera Guerra Mundial. Como desgraciadamente suele ser habitual, los conflictos bélicos estimulan la inversión en I+D con fines militares. En este caso, el peligro que suponían los submarinos propició el desarrollo del Radio Acoustic Range, que profundizaba más en una técnica de escucha del eco provocado por una explosión, ya postulada por Maury, como método de detección de los submarinos. Paralelamente a estos sistemas de escucha pasiva, se iniciaron los estudios de sistemas activos de emisión/recepción de sonidos. Los primeros los llevaría a cabo Paul Langevin, verdadero impulsor del uso de materiales piezoeléctricos para generar y recibir ultrasonidos. Con Chilowski, Langevin patenta el primer detector submarino usando material piezoeléctrico (Manbachi y Cobbold, 2011; Mason, 1981). Además de detectar submarinos, estos equipos permitían también realizar sondeos y, cómo no, otra serie de blancos. En el año 1929 Kimura demuestra que la variación en el eco recibido, medida mediante la observación de la amplitud de señal recogida en un osciloscopio, fluctuaba en función del número de peces interceptados por el haz acústico, con una frecuencia de 200 kHz (Fernandes et al., 2002). Como ya había pasado antes con las dragas, un aparato, originariamente concebido para medir profundidades, demuestra su utilidad en la detección de organismos vivos.

1.1.3. Estudio de los peces pelágicos a través del sonido

Los peces pueden distribuirse de forma individual, vivir agregados en grupos más o menos sociales de carácter temporal, como mecanismo de protección frente a predadores, en grandes bancos sincronizados para realizar migraciones (por ejemplo durante los períodos de puesta o nutrición) o en bancos de forma más estable. Conforme a la recopilación bibliográfica hecha por Fréon y Misund (1999), el 25% de las especies marinas de las aproximadamente 20.000 especies de peces teleósteos forman bancos en todas las fases de su vida. Pero este número se eleva hasta el



80%, si se tienen en cuenta aquellas especies que presentan este comportamiento durante al menos una fase de su vida, especialmente durante las fases juveniles.

Entre las especies que tienden a formar bancos se encuentran la mayoría de las especies pelágicas y, entre éstas, aquellas que soportan pesquerías de gran importancia industrial como las anchoas, arenques o sardinas que, en su conjunto, representan el 30% de las capturas mundiales (FAO, 2009) pero que están sujetas a grandes variaciones. Las causas de esta gran variabilidad son diversas, pudiendo agruparse en dos categorías, naturales y derivadas de la actividad pesquera. Se han descrito importantes cambios en el tamaño de la población provocados por cambios en la temperatura superficial del agua (Noto y Yasuda, 1999) y de forma más general por transformaciones o cambios en el régimen de los ecosistemas marinos, entendiendo como tal un cambio importante en las condiciones oceanográficas y climáticas (i.e. cambios estadísticamente significativos en valores medios en períodos de 10-30 años) que condicionan el hábitat pelágico (Chávez et al., 2003; Jiao, 2009,).

Entre las causas derivadas de la actividad pesquera, destaca la interrelación entre el comportamiento de las especies (considerado denso-dependiente y variable por los factores naturales) y la capturabilidad (Ulltang, 1980; Swain y Sinclair, 1994), lo que, según Patterson (1992), dificulta adoptar estrategias de gestión basadas en el Máximo Rendimiento Sostenible. Precisamente esta dependencia entre comportamiento de las especies y pesca, y, en última instancia, su influencia en el ecosistema (Reid et al., 2000), ha llevado a incluir la pesca como uno de los factores importantes a tener en cuenta en el Enfoque al Ecosistema de las Pesquerías (FAO, 2003). Pero este Enfoque, aunque importante, es considerado como un subsistema dentro de un sistema superior o “sistema de pesca” (Dankel et al. 2008). Éste está compuesto por tres subsistemas; el subsistema natural (dinámica de los stocks explotados y sus ecosistemas -semejante al Enfoque al Ecosistema); el subsistema humano (economistas, pescadores y acervo cultural) y el subsistema de gestión (investigación, política y planificación pesquera).

Debido a la importancia económica y social y a las grandes oscilaciones que sufren las poblaciones pelágicas, que pueden incluso provocar el derrumbe de pesquerías en mayor proporción que las registradas en especies demersales (Beverton, 1990), estas poblaciones han sido objeto de numerosos estudios que, gracias a su comportamiento agregativo, sin apenas relación continúa con el fondo marino, se han llevado a cabo a través de la acústica.

El primer registro de un banco de peces detectado por una ecosonda (ecograma) tuvo lugar en el año 1934, a bordo del buque Glen Kidston. Al año siguiente el noruego Oscar Sund publica en *Nature* el primer trabajo científico sobre el potencial de las ecosondas y ecogramas en la investigación pesquera. Al igual que aconteciera tres décadas antes, el desarrollo tecnológico derivado de la Segunda Guerra Mundial fue determinante en los siguientes avances. Los transductores se empiezan a fabricar en cerámica ferroeléctrica (Manbachi y Cobbold, 2011), mucho más eficiente que los iniciales de cuarzo. A finales de los años cuarenta, empieza a ser habitual el uso de detectores *ultra-sonoros* por la mayoría de las flotas comerciales. La flota de las Rías Baixas de sardina, empieza a equiparse hacia 1953, siguiendo el ejemplo portugués cuya flota ya había montado estos equipos al inicio de la década (Paz Andrade, 1953). Su aplicación era simple, más como sistema de detección que como sistema de cuantificación. Sin embargo, los primeros intentos para cuantificar peces se llevaron a cabo a finales de los años 40 sobre peces dispersos y aguas someras (Chu, 2011).

Paulatinamente, el saber tradicional comienza a ser substituido por el conocimiento tecnológico. Los equipos de acústica, que en su primera generación eran totalmente analógicos, fueron integrando procesadores digitales, incrementando la robustez de los mismos y la precisión de las medidas. A mediados de la década de los 60, se producen los avances más sobresalientes. En 1965 se formulan los principios teóricos de la ecointegración (Fernandes et al., 2002), que permitían la estimación de la biomasa media de peces en un volumen determinado a través de la integración de la intensidad de eco recibida en un determinado período tiempo (o espacio) y profundidad (ventana) (Chu, 2011). Sin embargo, hubo que esperar hasta los años ochenta para demostrar empíricamente la linealidad entre la intensidad de eco recibido, integrada en esa ventana de tiempo y profundidad, y la densidad media de peces (Foote, 1983). Paralelamente a estos avances metodológicos, los equipos se van también sofisticando, mejorando en especial la capacidad de procesamiento de la señal, con la incorporación de procesadores cada vez más eficientes (Bodholt et al., 1989), y también el estudio de los materiales piezoeléctricos (Manbachi y Cobbold, op. cit.), lo que permitió determinar de forma más precisa y exacta el volumen de agua insonificado y, sobre todo, aplicar tecnologías multihaz (monohaz, haz dual, haz partido -split beam- y multihaz) así como multifrecuencia (Trenkel et al., 2008; Chu, 2011), capaces, incluso, de caracterizar los fondos marinos (Bourguignon et al., 2009). Todas estas mejoras en hardware se ven también complementadas con nuevas herramientas y software de postprocesado (Knudsen, 1990), lo que ha abierto unas posibilidades enormes para la investigación marina.



1.1.4. El uso de las técnicas de acústica en aguas atlánticas españolas

En los años setenta, el programa de cooperación Dr. Fridtjof Nansen, llevado a cabo mediante un fondo fiduciario creado entre Noruega y la FAO y que tenía por objetivo estudiar los recursos pesqueros en los países en vías de desarrollo mediante la realización de campañas con un buque construido al efecto y llamado, precisamente, Fridtjof Nansen, facilita el contacto entre los científicos del IEO y sus colegas noruegos, norteamericanos y franceses que ya llevaban algunos años estudiando las poblaciones de peces pelágicos costeros mediante técnicas hidroacústicas. Los primeros ensayos a bordo del Cornide de Saavedra tienen lugar en 1976, durante la campaña mixta "Acústica-Demersales NW 76", en la que se compaginaron las metodologías de arrastre de fondo e hidroacústica nocturna en un intento de aprovechar al máximo el tiempo de buque disponible y ensayar diferentes diseños de muestreo y metodologías de prospección.

En 1982, en colaboración con el Instituto Nacional de Investigação das Pescas (INIP, posteriormente Instituto Português de Investigação do Mar, IPIMAR, y actualmente Instituto Português do Mar e da Atmosfera, IPMA), se lleva a cabo la primera campaña para la evaluación del stock Iberotlántico de sardina mediante el método de eointegración. Esta campaña inició la serie histórica SARACUS (SARDina ACUSTica), bajo la cual se llevaron a tres campañas en verano (1983 a 1985) para estimar el reclutamiento de esta especie. En 1986, también en coordinación con Portugal, el estudio sobre la dinámica de la sardina se amplía y se lleva a cabo una campaña acústica en primavera, en pleno período de puesta, y otra en otoño, para cuantificar de nuevo el reclutamiento, aunque esta segunda no se consolida. Ese mismo año, bajo el auspicio del Consejo Internacional para la Exploración del Mar (CIEM-ICES), se crea el Grupo de Trabajo para la planificación de las campañas acústicas en las divisiones del ICES VIII a IXa. Este grupo de trabajo formaliza los acuerdos que ambos Institutos, IEO e IPIMAR, llevaban practicando desde el inicio. Entre ellos, el índice de reflexión de la sardina, que permite cuantificar la relación lineal que existe entre el número de sardinas y el eco que generan.

A finales de la década de los ochenta el Cornide de Saavedra fue objeto de una profunda renovación que se extendió durante casi dos años. En 1991, un Cornide de Saavedra renovado vuelve a ser el buque sobre el que se desarrollarán las principales campañas del IEO. Coincide en el tiempo, además, con la incorporación de nuevo un equipo ecosonda-eointegrador Simrad EK-500 que supone un salto cualitativo al tratarse de un equipo totalmente digital. Estos cambios permiten



prospectar de forma más eficiente la plataforma y el talud accediendo a las poblaciones de jurel, bacaladilla y caballa, la serie histórica pasa a denominarse PELACUS (PELágicos ACUStica), nombre que aún continúa vigente. Durante esta década la implicación del IEO en diversos proyectos de financiación europea (SEFOS; CLUSTER; JUVESU; PELASSES; y SIMFAMI) contribuyó de forma decisiva a mejorar tanto el diseño como las estrategias de muestreo lo que, junto con el cambio del buque Cornide de Saavedra por el francoespañol Thalassa en 1997, permitieron incorporar nuevos objetivos orientados a una mejor caracterización del medio marino.

1.2. ALCANCE DE ESTA TESIS

La presente Tesis profundiza en los aspectos no tratados en los proyectos, estudios y análisis realizados con los datos obtenidos en las campañas acústicas llevadas a cabo en el litoral atlántico de la Península Ibérica y Golfo de Vizcaya cuyo objetivo principal es la evaluación de las poblaciones pelágicas presentes en el área prospectada. Para ello se centra en los siguientes aspectos ecológicos de las principales especies pelágicas presentes en la zona de estudio:

- Comportamiento frente a buques de investigación.
- Proceso y patrones de agregación y distribución espacial.
- Migración.
- Estimación de la abundancia, dinámica y hábitats.

Además de lo referido en la presente Tesis, algunos de estos aspectos también han sido analizados o complementados en las siguientes publicaciones:

Porteiro, C., **Carrera, P.**, Miquel, J. 1996. Analysis of Spanish acoustic surveys for sardine, 1991-1993: abundance estimates and inter-annual variability. ICES J. Mar. Sci., 53(2): 429-433.

Reid, D., Scalabrin, C., Petitgas, P., Massé, J., Aukland, R., **Carrera, P.**, and Georgakarakos, S. 2000. Standard protocols for the analysis of school based data from echosounder surveys. Fish. Res., 47: 125–136.

Petitgas, P., Reid, D., **Carrera, P.**, Iglesias, M., Georgakarakos, S., Liorzou, B., and Massé, J. 2001. On the relation between schools, clusters of schools, and abundance in pelagic fish stocks. – ICES J. Mar. Sci., 58: 1150–1160.



Carrera, P., Meixide, M., Porteiro, C., Miquel, J. 2001. Study of the blue whiting movements around the Bay of Biscay using acoustic methods. *Fish. Res.*, 50 (1-2): 151-161.

Iglesias, M. **Carrera, P.** and Muiño R. (2003) Spatio-temporal patterns and morphological characterisation of multispecies pelagic fish schools in the North-Western Mediterranean Sea. *Aquat. Living Resour.*, 16: 541-548.

Muiño, P. **Carrera, P.** Petitgas, D. J. Beare, S. Georgakarakos, J. Haralambous, M. Iglesias, B. Liorzou, J. Massé, and D. G. Reid (2003). Consistency in the correlation of school parameters across years and stocks. *ICES J. Mar. Sci.*, 60: 164-175.

Muiño, R., **Carrera, P.**, and Iglesias, M. 2003. The characterization of sardine (*Sardina pilchardus* Walbaum) schools off the Spanish-Atlantic coast. *ICES J. Mar. Sci.*, 60: 1361-1372.

Carrera, P. and Porteiro C. 2003. Stock dynamic of the Iberian sardine (*Sardina pilchardus*, W.) and its implication on the fishery off Galicia (NW Spain). *Sci. Mar.* 67(Suppl.1): 245-258.

Carrera, P., Churnside, J.H., Boyra, G., Marques, V., Scalabrin, C., Uriarte, A. 2006. Comparison of airborne lidar with echosounders: a case study in the coastal Atlantic waters of southern Europe. *ICES J. Mar. Sci.*, vol. 63, nº9: 1736-1750, 2006.

1.3. PERÍODO ANALIZADO

El período analizado en esta tesis abarca desde el año 1992 hasta el 2002, en los cuales he sido responsable de las campañas de evaluación acústica llevadas a cabo en litoral norte español y cuyos datos han sido analizados en diversos proyectos internacionales de investigación en los cuales he participado. En concreto, Shelf Edge Fisheries and Oceanography Studies SEFOS(AIR2-CT93-1105) (1994-96); Aggregation patterns of pelagic commercial species under different stock situations and their impact on exploitation and assessment. CLUSTER (FAIR-CT-96.1799) (1997-99); Experimental surveys for the assessment of juveniles JUVESU (FAIR-CT-97.3374). (1998-2000); y Direct abundance estimation and distribution of pelagic fish species in north east Atlantic waters. Improving acoustic and daily egg production methods for sardine and anchovy, PELASSES (Contract no 99/10)(2000-02). Junto con estos proyectos internacionales, el proyecto Interno del Instituto Español de Oceanografía, PELAGICOS, bajo el cual se han llevado a cabo muchas de estas campañas, y el proyecto de intercalibración SIGNOISE completan la fase de toma de datos neces-



rios para el desarrollo de esta Tesis. Además se ha complementado con la inclusión de los resultados de otra experiencia de intercalibración llevada a cabo en 2014 entre los buques oceanográficos Miguel Oliver y Thalassa y con un trabajo específico sobre bacaladilla llevado a cabo durante la campaña PELACUS 0315, encuadrada dentro de las actividades del proyecto ECOPEL III del IEO.

1.4. OBJETIVOS Y ESTRUCTURA

Tal como su título establece, el principal objetivo de esta tesis es el de mostrar el potencial que las técnicas basadas en equipos de hidroacústica tipo ecosonda tienen para el estudio del comportamiento y dinámica de las poblaciones pelágicas, aplicadas en este caso a las poblaciones pelágicas que habitan las aguas del norte y noroeste español de la Península Ibérica. Para ello se estructura en capítulos temáticos con los siguientes objetivos:

CAPÍTULO 2

Analizar el efecto del buque sobre el comportamiento de las especies pelágicas a estudiar mediante técnicas acústicas.

CAPITULO 3

Describir los patrones de agregación de las especies pelágicas y sus variaciones espaciotemporales a través de los datos recabados en campañas de evaluación acústica extensivas.

Determinar las principales variables descriptivas de los cardúmenes de las diferentes especies así como sus variaciones espaciotemporales.

CAPITULO 4

Analizar las variaciones circadianas en el patrón de agregación y abundancia de sardina juvenil.

CAPITULO 5

Estudiar la consistencia de las asignaciones a especies de los diferentes cardúmenes encontrados en las campañas de evaluación acústica.

CAPITULO 6

Analizar y tipificar los procesos de distribución espacial, en especial la correlación espacial, de las principales especies pelágicas del litoral norte español.



CAPITULO 7

Determinar el patrón de migración y distribución de la población de bacaladilla del Golfo de Vizcaya.

CAPITULO 8

Estimar la abundancia y dinámica de las principales poblaciones pelágicas del litoral norte español para el período 1992-2002.

Describir las principales características de los hábitats de las principales poblaciones pelágicas del litoral norte español para el período 1992-2002.

CAPITULO 9

Conclusiones generales

La Tesis está estructurada en capítulos, cada uno con formato clásico de trabajo científico (Introducción, Material y Métodos, Resultados y Discusión), menos el último en el que se sumarizan las principales conclusiones. Incluye, además, un apéndice en el que se describen los principales principios físicos de la acústica subacuática, el equipamiento estándar de ecosondas así como del método de eointegración, y la calibración de los equipos acústicos.

El segundo capítulo, titulado **“Comportamiento de los peces frente a los buques de Investigación”** está centrado en los resultados obtenidos en sendas campañas de intercalibración acústica entre buques Cornide de Saavedra y Vizconde de Eza y entre el Miguel Oliver y el Thalassa en las que se mide el impacto del factor buque en las estimas de abundancia por clase de talla o grupo de edad en las campañas de eointegración.

El tercer capítulo, titulado **“Tipificación del los patrones de agregación de los peces pelágicos mediante métodos acústicos”**, resume los principales resultados obtenidos durante el proyecto CLUSTER. Se analiza el proceso agregativo de las principales especies estudiadas en las campañas extensivas llevadas a cabo entre 1992 y 1997 en el litoral norte español mediante el modelado de diferentes variables ambientales, de localización y las derivadas del proceso de extracción de ecotrazas de ecograma. Se utiliza para ello análisis multivariante y modelos aditivos generalizados. Los dos siguientes capítulos están también centrados en los procesos de agregación de los peces pelágicos si bien el cuarto, titulado **“Variaciones circadianas en la distribución vertical y patrón de agregación de sardina”** se analiza la variación del patrón de agregación de juveniles de sardina sobre los resultados obtenidos en



una campaña de mesoescala llevada a cabo en aguas de Portugal durante el proyecto JUVESU, mientras que el quinto, titulado ***“Criterios de distribución energía ecointegrada basados en los resultados de pescas identificativas”*** se centra en la comparación de métodos de asignación de pescas y distribución de energía por milla.

El sexto capítulo está centrado en el análisis del proceso de distribución espacial de los peces pelágicos y se titula ***“Patrones de distribución Espacial”***. En él se estudia la ocupación del hábitat en función de análisis de procesos puntuales y geostadística, en especial los fenómenos de correlación espacial y formación de clústers.

El séptimo capítulo analiza de forma pormenorizada los resultados sobre distribución y movimientos de la población de bacaladilla en el Golfo de Vizcaya.

Cada uno de estos capítulos finaliza con una sección donde se analizan las implicaciones que los resultados obtenidos han tenido en el diseño y análisis de las campañas de prospección acústico-arrastre para la estimación de la biomasa mediante el método de ecointegración. Dichas recomendaciones se han tenido en cuenta para revisar, en el octavo capítulo, la serie histórica PELACUS en las campañas llevadas a cabo entre el año 1992 a 2002. Los resultados obtenidos se discuten en términos de área preferente para cada especie, evolución del centro de gravedad de la distribución y, finalmente, comparación de los resultados estimados para sardina con los precedentes.

Finalmente el último capítulo presenta las conclusiones generales.

Tal como afirman Fernandes et al. (2002), la historia sobre la aplicación de métodos acústicos en la investigación marina en el último cuarto del siglo XX se caracteriza por la digitalización de la información y por el nacimiento del Grupo de Trabajo sobre Ciencia y Tecnología Acústica aplicada a Pesquerías (WGFAST) del Consejo Internacional para la Exploración del Mar (ICES). Este foro, que se reunió por primera vez en 1984, ofreció la posibilidad de compartir experiencias, enunciar problemas relacionados con los equipos, métodos de muestro, procesado, post-procesado y análisis de la información y proponer mejoras así como la estandarización de determinados protocolos. También ha sido la plataforma indispensable para profundizar en los estudios de comportamiento al compartir una sesión conjunta con el cercano Grupo de Trabajo sobre Tecnología para la Pesca y Comportamiento de los Peces (WGFTFB), también del ICES. La asistencia como miembro a ambos grupos, determinaron en gran medida los objetivos de la presente memoria, que a su vez,



persiguen el mandato o fin para el cual se han llevado a cabo las campañas acústicas en el litoral norte español: mejorar la precisión y exactitud en la estimación de la abundancia y el conocimiento de la dinámica de las poblaciones pelágicas del litoral norte español.



2

COMPORTAMIENTO DE LOS PECES FRENTA A LOS BUQUES DE INVESTIGACIÓN



2.1. INTRODUCCIÓN

Las estimaciones de abundancia de poblaciones pelágicas por medio de métodos acústicos están sujetas a errores sistemáticos y aleatorios que afectan tanto a la precisión como a la exactitud de las mismas. Muchas de las fuentes de error pueden ser acotadas, en especial aquellas relacionadas con el diseño y la estrategia de muestreo. En efecto, el uso de herramientas estadísticas tales como Modelos Aditivos Generalizados, GAM, (Swartzman et al., 1992 y 1995; Maravelias y Reid, 1997) o modelos basados en la geostatística (Petitgas, 1993; Maravelias et al., 1996) han permitido mejorar la precisión de estas estimaciones. Además, se han producido avances significativos en el estudio de la Fuerza de Blanco (TS) de los peces (Machias y Tsimenides, 1996; Barange et al., 1996; Fässler et al., 2013), en la eficiencia de los equipos de eco-integración (Bodholt, 1990; Soule et al., 1996), programas de post-procesado (Diner et al., 1989, Watkins y Brierley, 1996, Kloser et al., 2002) e identificación de especies (Horne, 2000). Sin embargo, una de las fuentes de error más difíciles de medir es la influencia del buque de investigación sobre el comportamiento de los peces. Se ha comprobado que los peces reaccionan ante la presencia de los buques y que éstas pueden afectar a las estimaciones de abundancia (Olsen, 1971 y 1979; Olsen et al., 1982; Ona y Godø, 1990). Las emisiones de los buques pueden ser oídas por los peces, habiéndose registrado reacciones cuyo alcance puede llegar hasta a cientos de metros de la fuente emisora (Misund et al., 1996; Handegard and Tjøstheim, 2005; De Robertis and Wilson, 2010). De acuerdo con la bibliografía existente sobre el tema y que ha sido sintetizada en ICES (1995), Simmonds and McLennan (2005) y Fréon and Misund (1999), el buque oceanográfico debe producir un impacto mínimo en el comportamiento de los peces tanto durante la prospección acústica, realizada a 10 nudos, como durante las operaciones de pesca. Para ello se recomienda un espectro de emisión bajo para frecuencias inferiores a 1 kHz.

En los peces la detección del sonido tiene lugar a nivel del oído interno. El estímulo que excita al conjunto otolito-mácula, responsable de la detección del sonido, es el movimiento de las partículas y no la presión de la onda de sonido. Sin embargo, algunas familias, como los clupeidos, poseen un par de finos tubos, denominados conductos precelómicos que se sitúan en la parte frontal de la vejiga natatoria y que penetran en el cráneo, hacia el sistema auditivo, amplificando el sonido. Este sistema complementa la audición detectando cambios de presión. La capacidad auditiva se estudia en base a audiogramas, en donde aparecen representados los



umbrales o niveles mínimos de sonido, sobre un rango de frecuencias, a los cuales los peces responden (Enger et al., 1993). En los clupeidos, mediante el uso de estímulos acústicos con frecuencias de 30 Hz hasta 10 000 Hz y ensayando con diferentes intensidades, se han observado respuestas positivas de reacción a estos estímulos que pueden ser clasificadas en dos grupos, huida y evasión (Blaxter et al., 1981). Las respuestas más importantes, las de huida, se originan frente a sonidos intensos de baja frecuencia, entre 60 y 500 Hz, caracterizándose por rápidos desplazamientos en vertical alterando también la velocidad de natación. La evasión consiste en un alejamiento de la fuente de sonido sin alteración de la velocidad de natación y ocurre a intensidades bajas (como por ejemplo ante fuentes alejadas). Se asume que los peces alteran su comportamiento frente a fuentes de sonido cuando la intensidad de éstas exceden en 30 dB a su umbral auditivo. Por ello, no es esperable una reacción similar para todas las especies frente a un mismo estímulo, al ser ésta dependiente de las distintas capacidades auditivas. Por otra parte, los buques irradian sonido cuyo origen se puede agrupar en tres fuentes principales (ICES, 1995):

- a. Originado por el flujo del agua a través del casco (hidrodinámico).
- b. Originado en el propulsor.
- c. Originado por la vibración de la maquinaria.

Estas fuentes de sonido son no deseables, de ahí que se denominen genéricamente “ruido”. Puesto que estas fuentes se propagan en el medio marino, la presencia de los buques puede ser detectada en base a sus emisiones de ruido irradiado. Al espectro de emisiones (intensidad de sonido irradiado a diferentes frecuencias) se le denomina firma acústica.

La firma acústica es importante ya que a bajas frecuencias (60-500 kHz) se encuentra el espectro auditivo de los peces y éstos pueden presentar reacciones positivas hacia esas fuentes; además, a altas frecuencias (12-400 kHz) se sitúan la mayoría de las frecuencias de trabajo de los equipos acústicos, por lo que podrían interferir las señales. De las reacciones descritas, las de huida pueden producir sesgos en las estimaciones de biomasa por métodos acústicos. Ello es debido a que los peces tienden a escapar nadando hacia el fondo, variando el ángulo, con lo que disminuye el valor de la fuerza del blanco (TS), que finalmente se traduce en un menor valor de eointegración y una subestimación de la biomasa real (Fréon and Misund, 1999). Por otra parte, las reacciones de evasión provocan un descenso en la precisión y exactitud de las estimaciones ya que los bancos de peces varían su trayectoria y evitan el encuentro con el buque (Fréon and Misund, op. cit.). Los buques oceano-



gráficos contruidos recientemente han seguido las recomendaciones recogidas en ICES (1995) en cuanto a niveles de ruido, comprobándose que para ciertas especies, el impacto de la firma acústica de los buques silenciosos sobre el comportamiento de los peces es mínimo (Fernandes et al., 2000).

De los grandes buques oceanográficos que existen en España y hasta el año 2002, tan sólo la firma acústica del B/O Hesperides había sido medida y presentada en foros científicos (Santiago y Carbó, 1991). Este buque posee un propulsor de 5 palas fijas, siendo su motor eléctrico alimentado por varios generadores. Por otra parte, el B/O Cornide de Saavedra (CS, en adelante), buque en el que se llevaban a cabo las campañas de investigación haliéutica, posee dos motores principales de explosión diésel y el propulsor es de paso controlable. (CPP). Su nivel de ruido generado limita la eficiencia de las nuevas ecosondas a profundidades superiores a 750 m (Carrera, 1997), si bien no se había calculado su firma acústica. En el año 2001 fue botado el B/O Vizconde de Eza (VE en adelante) con unas especificaciones en cuanto a ruidos más severas, contando también con una motor eléctrico alimentado por generadores diésel y una hélice de palas fijas, tal como recomienda en ICES (1995). La diferente concepción de ambos buques los convierte en plataformas idóneas para verificar el alcance del impacto de la firma acústica sobre el comportamiento de las especies pelágicas. Para comprobarlo, se ha diseñado una campaña acústica específica de intercalibración denominada SIGNOISE. Los objetivos de esta campaña fueron ambiciosos ya que, además de comparar los resultados obtenidos tanto en prospección acústica como en pescas de ambos buques, se ha medido también la firma acústica y se llevaron a cabo una serie de ensayos con nuevos equipamientos para la toma de muestras de huevos pelágicos (CUFES-muestrador subacuático en continuo de huevos de peces, Chekley, et al., 1997) así como experiencias de incubación de huevos de sardina.

Para garantizar el éxito de la misma se escogió como área de trabajo el Golfo de Cádiz por poseer una importante abundancia tanto de sardina como de boquerón, entre otras especies pelágicas. Además de estas comparaciones se llevó a cabo, por parte del Instituto de Acústica del CSIC, un estudio comparativo del ruido irradiado por ambos buques.

Por otra parte, en el año 2014 el nuevo buque oceanográfico español Miguel Oliver (en adelante MO) sustituyó como plataforma de trabajo para las campañas PELACUS (serie histórica de campañas de prospección acústica en el litoral norte español para la estimación de la abundancia de las poblaciones de peces pelágicos por eco-integración) al B/O Thalassa (TH). Este último, a su vez, había sustituido al CS en el



año 1997. Aunque ambos buques poseen características similares, con propulsión diésel-eléctrico y pala fija. En abril de 2014, después de la campaña PELACUS, se llevó a cabo un ejercicio de intercalibración, denominado PELACUS0414-INTERCALIBRACIÓN que, en este caso, se desarrolló en aguas francesas próximas a la desembocadura del río Garona. A diferencia de Signoise, en este caso se compararon dos buques de similares prestaciones. En este capítulo de la tesis se analizan los resultados obtenidos en ambos ejercicios de intercalibración.

2.2. MATERIAL Y METODOS

La campaña SIGNOISE se llevó a cabo en el Golfo de Cádiz entre el 10 y el 24 de febrero de 2002. Por su parte, PELACUS0414-INTERCAL se llevó a cabo en aguas próximas a la desembocadura de río Garona entre el 11 y el 17 de abril de 2014. Las principales características de los buques oceanográficos se muestran en la tabla 2.1.

Tabla 2.1.: Principales características técnicas de cada barco.

	Cornide de Saavedra	Vizconde de Eza	Thalassa	Miguel Oliver
Año Const.	1970	2000	1997	2007
Eslora	66.70 m	53.00 m	73.65 m	70.00 m
Manga	11.25 m	13.00 m	14.90 m	14.40 m
TRB	1113.13 t	1400 t	2803 t	2495 t
Motor ppal.	Explosión (dos motores)	Diesel-eléctrico	Diésel-eléctrico	Diésel-eléctrico
Potencia	1500+750 CV	1800 kW	2000 kW	2000 kW
Propulsor	Palas reversibles (CPP)	Palas fijas (FB)	Palas fijas (FB)	Palas fijas (FB)
Transductores	Barquilla	Orza abatible	Barquilla	Barquilla
Arte	Pelágico 4 caras Fondo tipo baka	Pelágico grandes mallas	Pelágico grandes mallas	Pelágico grandes mallas
Puertas	SuberKrubb arrastre fondo	SuberKrubb	Morgère	Apollo poly-ice
Sonda	Simrad EK-500 38 kHz	Simrad EK-60- 38 kHz	Simrad EK-60- 18/38/70/120/200 kHz	Simrad EK-60- 18/38/120/200 kHz



El impacto de la firma acústica de los buques de investigación sobre el comportamiento de las especies pelágicas se estudió a partir de la formulación de las siguientes hipótesis:

H_0 : El comportamiento de las poblaciones pelágicas se ve afectado por las características técnicas de los buques de investigación, en especial la firma acústica, provocando diferencias significativas en abundancia, profundidad media, tamaño y número de ecotrazas detectadas así como en la composición específica y en el rango de tallas de las especies capturadas en las operaciones de pesca.

H_1 : El comportamiento de las poblaciones de pelágicas no se ve influido por las características técnicas del buque.

2.2.1. Signoise

Signoise fue concebida como una campaña de evaluación simultánea, con el objetivo de comparar resultados obtenidos a mesoescala. La parrilla de muestreo consistió en un diseño sistemático con radiales paralelos entre sí y normales a la línea de costa y con inicio aleatorio. La separación entre radiales fue de 8 millas náuticas, salvo en la zona de Huelva que por la topografía de la costa, la distancia entre radiales en costa fue de 8 millas y prácticamente nula en la parte más distal (figura 2.1). Los radiales cubrieron la plataforma desde la isobata de 20 m hasta la de 500 m. La prospección se realizó de día entre las 7 y las 19 horas.

El equipo acústico del CS consistió en una ecosonda-ecointegrador Simrad EK-500 trabajando a 38 kHz, mientras que en el VE se utilizó una ecosonda-ecointegrador Simrad EK-60, también con una frecuencia de trabajo de 38 kHz. En ambos casos fueron acopladas a un ordenador de control y captura de datos vía Ethernet. Ambos buques cubrieron los mismos radiales guardando una distancia de aproximadamente 2-3 millas (unos veinte minutos). Ningún radial se ha prospectado de forma paralela, si bien, cuando hubo abundancia, ambos barcos repitieron radial. Las estaciones de pesca tuvieron una localización oportunista, en función del tipo de ecotrazas y su abundancia registradas por las ecosondas. Estas pescas se llevaron a cabo con el equipamiento descrito en la tabla 2.1.

El equipo acústico del CS fue calibrado durante el segundo día de campaña. Por su parte, durante la calibración del equipo del VE, se comprobó que existía una fuerte



discrepancia entre los datos de s_v (y correspondientemente los s_A) de este buque con los obtenidos por el CS. Finalmente, se descubrió que su señal acústica tenía una atenuación ocasionada por una mala instalación del cable que une el transductor con el transceptor. El desconocimiento a priori sobre las implicaciones que esta mala instalación ha tenido en el impulso eléctrico, dificulta asegurar si esta atenuación afectó de forma lineal o no a todos los valores de s_v .¹ Para solventar este problema, el análisis de las variables acústicas de energía (eointegración) se ha hecho de forma relativa. Por otra parte, esta atenuación no ha afectado a la caracterización de los cardúmenes a través de sus variables morfológicas y de localización.

Además de la propia campaña acústica en sí, durante el último día se procedió a medir la firma acústica de ambos buques, trabajo llevado a cabo por el Instituto de Acústica del CSIC.

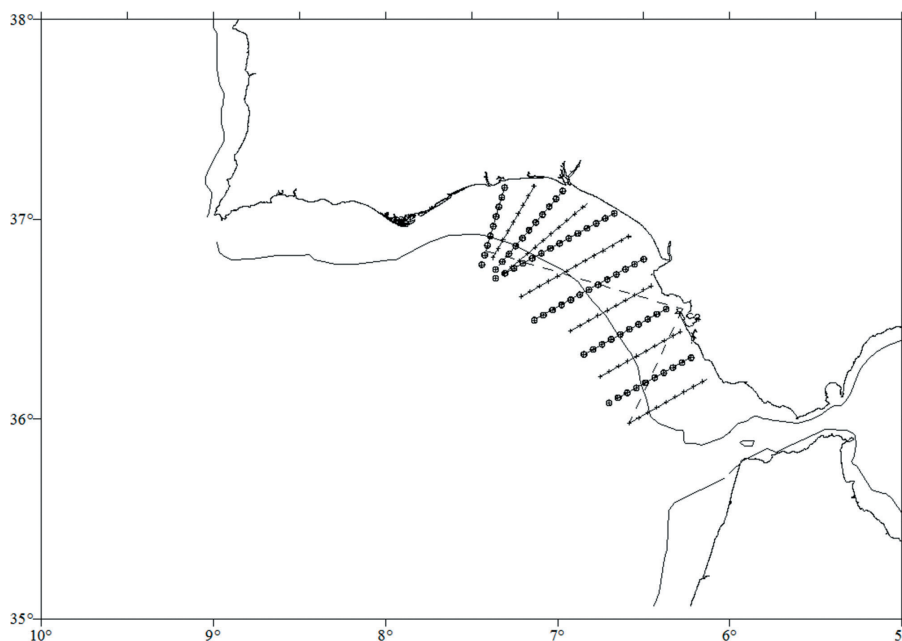


Figura 2.1.: Plan de radiales y estaciones de ictioplancton y meteorológicas previstas en Signoise.

¹ El transductor de estos buques es de haz partido (split beam), estando dividido en 4 secciones eléctricamente independientes. Esto quiere decir que la recepción del eco de cualquier blanco es analizada de forma independiente por cada uno de los cuatro cuadrantes en los que está dividido el transductor. El retardo de llegada del eco reflejado por un blanco a cada uno de los cuadrantes permite localizar en el volumen del haz la posición del mismo. Si la atenuación de la señal no ha afectado por igual a las 4 secciones independientes, existirá siempre un error aleatorio cuyo valor dependerá de la posición relativa del blanco (peces) con respecto al transductor. Por el contrario, si la atenuación afectó por igual a todas las secciones, tendríamos un error sistemático que permitiría establecer comparaciones relativas. Pero incluso en este caso la atenuación podría ser aleatoria al poder estar recibiendo la señal eléctrica de la sonda ruido procedente de otras fuentes eléctricas, especialmente en corriente alterna.



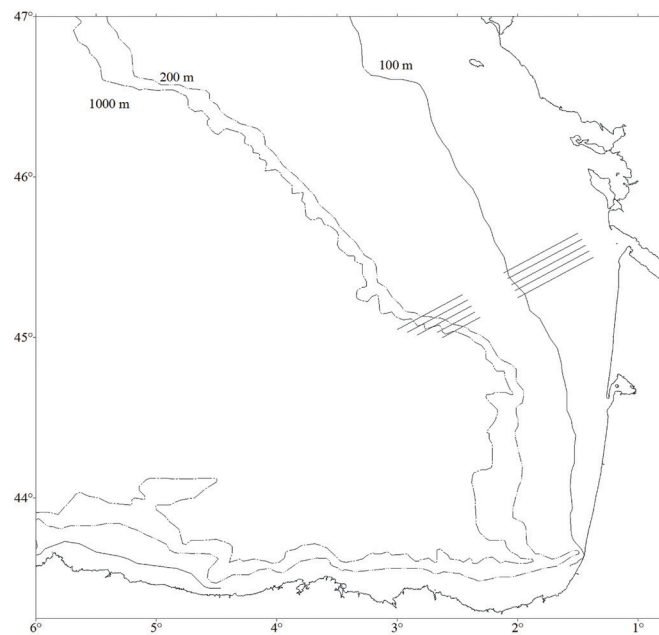


Figura 2.2.: Parrilla de muestreo prevista en Pelacus0414-Intercal.

2.2.2. Pelacus0414-Intercal

Esta campaña se concibió como un ejercicio de intercalibración. El diseño consistió en una parrilla de cinco radiales paralelos localizados en dos áreas, una cerca de la desembocadura del Garona, entre los 30 y los 100 m de profundidad, y la otra cerca del talud, entre los 150 y los 1000 m de profundidad (figura 2.2). Esta zona fue escogida por la mayor diversidad y abundancia de especies, en especial clupeidos, que la esperada en aguas españolas. La distancia entre radiales ha sido de 2.7 millas, evitando así cualquier posible alteración provocada por el paso del otro buque en navegación paralela. La estrategia de muestreo ideada tenía como objetivo localizar zonas de alta abundancia y, sobre ellas, realizar varias prospecciones. Para ello en la primera prospección, realizada de forma simultánea, los buques se dispondrían en paralelo sobre dos radiales contiguos. Si la abundancia de peces en los mismos fuese alta, se realizarían múltiples pasadas a los mismos, permitiendo comparaciones intra/interbuque. Teniendo 4.5 días de campaña efectivos, 2 de ellos se destinaron a prospecciones acústicas y 2.5 a pescas.



Al igual que en Signoise, el recorrido acústico sólo se ha realizado durante las horas diurnas, a una velocidad de 10 nudos siendo la distancia de muestreo (ESDU) igual a una milla. Por otra parte tanto las navegaciones como las estaciones de pesca se han llevado sobre cada zona conforme a la estrategia mostrada en la figura 2.3. En el caso de pescas o navegaciones lideradas por un buque, la distancia guardada entre ambos ha sido de aproximadamente media milla.

El equipo acústico del MO se calibró en la ría de Vigo a principios de marzo, mientras que el del TH se hizo durante al campaña PELGAS, homóloga a PELACUS llevada a cabo por el Ifremer, que se inició 10 días más tarde.

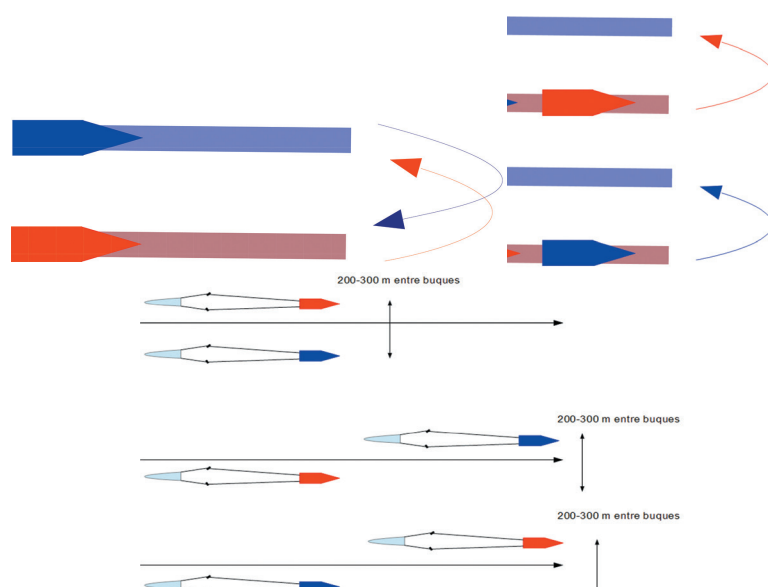


Figura 2.3.: Representación esquemática de las navegaciones y trabajo en estaciones de pesca.

2.2.3. Análisis estadístico

Para comprobar las posibles reacciones de escape y de evasión, los datos acústicos fueron examinados conforme al procedimiento descrito en el capítulo 8 de esta tesis.

Para cada radial y buque los ecogramas fueron examinados mediante el software Echoview®. Los datos del TH fueron corregidos en función de los valores de la calibración realizada en la campaña PELGAS. En el caso de Pelacus0414-Intercal, de-

bido al patrón de agregación observado, se han considerado como cardúmenes aquellas ecotrazas con los siguientes requisitos mínimos:

- Umbral de captura: -60 dB
- Altura mínima: 0.5 m
- Longitud mínima: 2 m
- Distancia máxima en longitud entre dos valores s_v candidato: 10 m
- Distancia máxima en altura entre dos valores s_v candidato: 2.5 m

Por su parte, en Signoise se han considerado como cardúmenes aquellas ecotrazas con los siguientes requisitos mínimos:

- Umbral de captura: -60 dB CS; -65 dB VE
- Altura mínima: 3 m
- Longitud mínima: 8 m
- Distancia máxima en longitud entre dos valores s_v candidato: 5 m
- Distancia máxima en altura entre dos valores s_v candidato: 1.55 m

En el caso de agrupaciones extensas, se han capturado como capas si correspondían a ecotrazas mucho más largas que altas o como agregados, cuando prevalecían ecotrazas pequeñas, con una distribución contagiosa sin apenas separación entre ellas, generando una continuidad espacial en la distribución (clúster). En este caso se consideraron cuando cumplían los siguientes requisitos:

- Umbral de captura: -60 dB CS; -65 dB VE
- Altura mínima de la ecotraza candidata: 1 m
- Longitud mínima de la ecotraza candidata: 1 m
- Distancia máxima en longitud entre dos ecotrazas candidato: 100 m
- Distancia máxima en altura entre dos ecotrazas candidato: 10 m
- Tamaño mínimo en longitud para la agregación: 25 m

No se consideraron las capas mixtas de plancton y peces situadas en aguas muy someras. Para cada tipo de ecotraza se han extraído los principales descriptores morfológicos (longitud, altura, anchura, área y perímetro), energéticos (s_A , s_v), variabilidad energética (coeficiente de sesgo, kurtosis, desigualdad energética medida tanto en el plano vertical como horizontal²) y de localización (profundidad y posi-

² Esta medida de dispersión se formula de la siguiente manera: $V_E p = R_p^2 / E_n$, donde $R_p^2 = \sum [(E_j - E_{j+1})^2 / (n_p - 1)]$ y p es el plano (vertical, horizontal) y E es el valor de energía expresado en unidades lineales (s_A , m^2/m^3), donde E_n es el valor para todo el cardumen y E_j y E_{j+1} son los valores de energía de las unidades de muestreo dentro del cardumen en el plano horizontal o en el plano vertical)



ción geográfica). Dados los problemas observados en la señal acústica del VE, no se ha realizado un análisis como el descrito en Kieser et al. (1987). Por ello, para poder comparar cualitativamente las variables de energía, los valores lineales de energía (s_A) de cada banco (agregado, capa o cardumen) extraído para cada barco y radial fueron ponderados por el valor de ecointegración de un cardumen de referencia. Para escoger dicho cardumen se han examinado los ecogramas buscando aquel que presentase para ambos barcos características morfométricas similares y que, además, fuese detectado en la misma zona, profundidad y hora. Teniendo en cuenta este cardumen de referencia, el factor de ponderación se expresa como:

$$Rs_{A_{jix}} = s_{A_{jix}} / s_{Arx}$$

donde $Rs_{A_{jix}}$ es el valor relativo de ecointegración del cardumen j-ésimo del radial i-ésimo detectado por el barco x (CS o VE), $s_{A_{jix}}$ es el valor lineal (NASC) de ecointegración (m^2mn^{-2}) del cardumen j-ésimo del radial i-ésimo detectado por el barco x, y s_{Arx} es el valor de integración del cardumen de referencia detectado por el barco x.

Para facilitar el análisis, se han calculado cada radial, tipo de ecotrazas y buque una **función de densidad acumulada** (FDA) entre los valores de NASC (relativos en el caso de Signoise o absolutos en el caso de Pelacus0414-Intercal), grificándolos de la siguiente manera: en primer lugar se ordenan de menor a mayor para posteriormente dividir cada valor por el sumatorio total;

$$\frac{s_{A_{i-1}}}{\sum_{i=1}^{i=n} s_{A_i}} \leq \frac{s_{A_i}}{\sum_{i=1}^{i=n} s_{A_i}} \leq \frac{s_{A_{i+1}}}{\sum_{i=1}^{i=n} s_{A_i}} \leq \dots \leq \frac{s_{A_n}}{\sum_{i=1}^{i=n} s_{A_i}}$$

finalmente la función de densidad acumulada se ha calculado de la siguiente manera;

$$P(X \leq x) = \int_{i=1}^{i=x} \left(\frac{s_{A_i}}{\sum_{i=1}^{i=n} s_{A_i}} \right)$$

de forma similar se ha calculado la función de densidad del número de ecotrazas;

$$P(X \leq x) = \int_{i=1}^{i=x} \left(\frac{1}{\sum_{i=1}^{i=n} E_i} \right)$$



siendo $\sum_{i=1}^{i=n} E_i$ el sumatorio de ecotrazas.

Se han comparado las FDA obtenidas con los datos de cada buque. Diferencias entre curvas estarán indicando que ambos buques han detectado ecotrazas cuya eco-integración ha sido distinta. Además se ha comparado también de forma gráfica el número acumulado desde inicio de radial tanto de ecotrazas como de energía (relativa en el caso de Signoise y absoluta en el caso de Pelacus0414-Intercal).

Esta comparativa se complementó con el análisis de variables morfológicas, variabilidad energética y de profundidad media de cada cardumen mediante Análisis de la Varianza no Paramétrico, (ANOVA Kruskal-Wallis por rangos) y test de la Mediana, usando R. Para la comparación entre estaciones de pesca se han realizado dos tipos de análisis:

- Efecto buque (disponibilidad): La proporción de especies capturada por cada buque se ha comparado mediante test K-S. En el caso de Signoise, el análisis se ha aplicado en aquellos pares de pesca de ambos barcos que cumplieren con los siguientes requisitos de cercanía espacial y temporal: distancia media entre pescas inferior a 5 km, diferencia en hora de ejecución inferior a 3 horas y en profundidad inferior a 10 m. Para estos pares se ha calculado la abundancia relativa en número de cada especie así como su función de densidad. Estas funciones de densidad se compararon mediante K-S test. Por otra parte la distancia lineal entre las estaciones de pesca así como entre los valores del estadístico KS-test se computaron mediante la función *dist()*, usando la función *hclust()* para graficar dichas distancias mediante un dendrograma, ambas pertenecientes al paquete estadístico de R.
- Efecto arte (accesibilidad y capturabilidad). Se procedió de forma similar pero en este caso se han comparado las distribuciones de talla obtenidas para cada especie. Además utilizar el mismo criterio en cuanto a los umbrales de distancia, hora y profundidad, se han comparado también las distribuciones de tallas eliminando el requisito temporal. Las funciones de densidad se han comparado utilizando el K-S test, mientras que las diferencias en talla media se han testado mediante el test *t-student*.



2.3 RESULTADOS

2.3.1. Signoise

En la figura 2.4 se muestra el recorrido realizado por cada buque así como las estaciones de pesca. Debido al mal tiempo, el radial 11 no se llevó a cabo mientras que el radial 1 fue modificado debido a problemas de seguridad en navegación por la presencia de bajos en el perfil proyectado. Las posiciones de inicio y final de cada radial llevado a cabo por cada barco se muestran en la tabla 2.2.

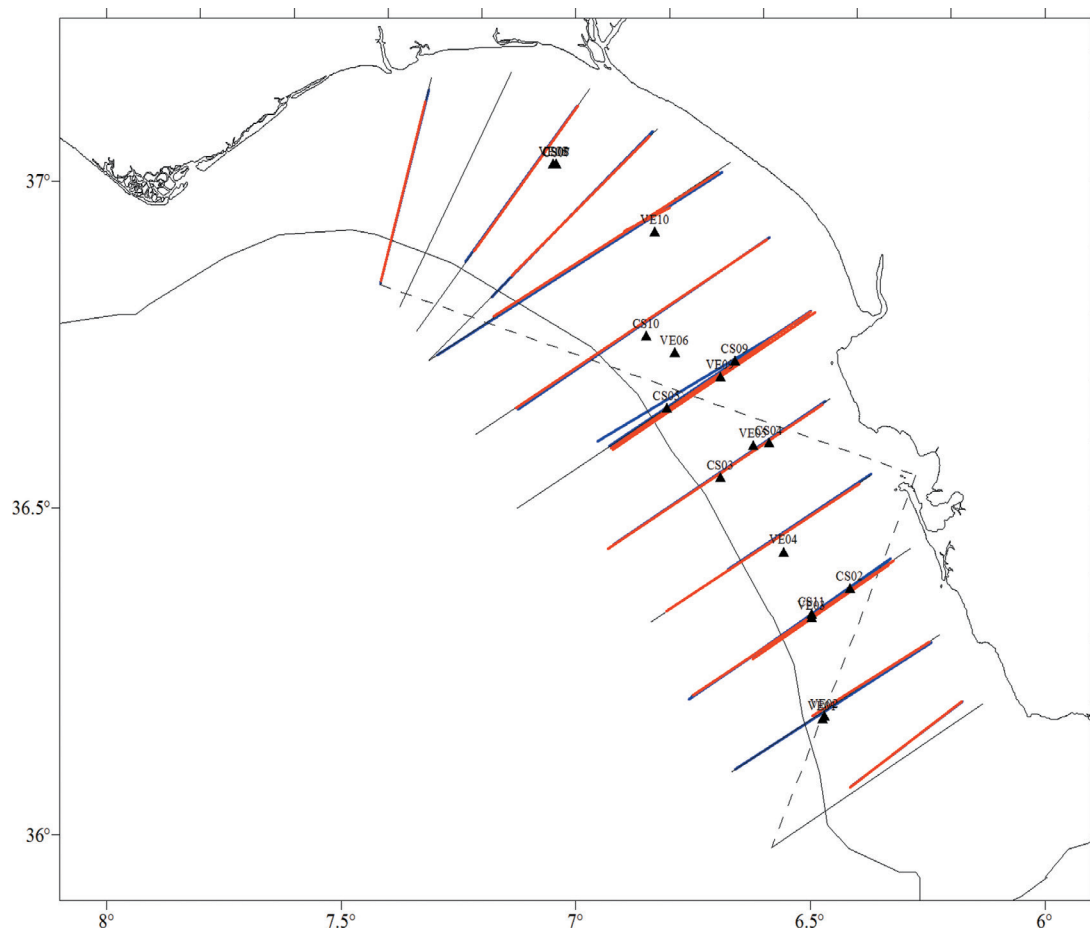


Figura 2.4.: Radiales realizados durante Signoise por cada buque (líneas en azul, Vizconde de Eza; líneas en rojo, Cornide de Saavedra; líneas en negro, recorrido previsto) y estaciones de pesca (triángulos con leyenda, VE -Vizconde de Eza- con el número de pesca; CS -Cornide de Saavedra- con el número de pesca).

Ambos buques repitieron el radial 3 lo que ha permitido ver las diferencias inter/intra buques; incluso el CS recorrió una tercera vez la parte distal de este radial. Así mismo el Radial 6 fué repetido en día diferente por ambos barcos y, finalmente, el CS repitió también el radial 8 en días diferentes.

Tabla 2.2.: Posiciones de inicio y final de cada radial utilizado en la comparación, así como indicación del buque que inició el recorrido y el período del día en que fue efectuado en Signoise.

Rad	Día	Período	1er Bu- que	Inicio costa Cornide	Inicio Costa Vizconde	Final Talud Cornide	Final Talud Vizconde
1	11	Mañana	Cornide	36°12.24N- 6°10.60W	36°12.28 N- 6°10.55W	36°4.41N- 6°24.84W	36°4.48 N- 6°24.76W
2	11	Tarde	Vizconde	36°17.75N- 6°14.72W	36°17.68 N- 6°14.54W	36°10.97N- 6°29.64W	36°6.08 N- 6°39.55W
3	12	Mañana	Cornide	36°24.81N- 6°19.99W	36°24.97 N- 6°19.87W	36°12.90 N- 6°44.89W	36°12.51 N- 6°45.45W
4	12	Tarde	Vizconde	36°32.25N- 6°23.70W	36°33.10 N- 6°22.21W	36°20.58 N- 6°48.33W	36°24.40 N- 6°40.45W
5	13	Mañana	Cornide	36°39.50N- 6°28.44W	36°39.81 N- 6°28.07W	36°26.31 N- 6°55.82W	36°26.70 N- 6°55.09W
6	13	Tarde	Vizconde	36°48.04N- 6°29.94W	36°48.09 N- 6°29.91W	36°35.55 N- 6°55.41W	36°35.73 N- 6°55.65W
7	14	Mañana	Cornide	36°54.66N- 6°36.65W	36°54.82 N- 6°35.20W	36°39.24 N- 7°7.60W	36°39.14 N- 7°7.38W
12	15	Mañana	Cornide	37°7.31N- 7°19.23W	37°8.43 N- 7°18.80W	36°50.88 N- 7°24.89W	36°50.67 N- 7°25.00W
10	15	Tarde	Vizconde	37°6.97N- 6°59.73W	37°6.94 N- 6°59.79W	36°53.66 N- 7°12.96W	36°52.68 N- 7°14.03W
9	15	Tarde	Cornide	37°4.18N- 6°50.51W	37°4.60 N- 6°50.15W	36°51.43 N- 7°8.11W	36°49.42 N- 7°10.70W
8	16	Tarde	Vizconde	37°0.83N- 6°41.73W	37°0.84 N- 6°41.26W	36°47.64 N- 7°10.45W	36°44.10 N- 7°17.72W

Como cardumen de referencia se eligió uno prospectado en el radial 10, dada la similitud en cuanto a localización, morfología y dispersión de la energía. (figura 2.5; tabla 2.3).



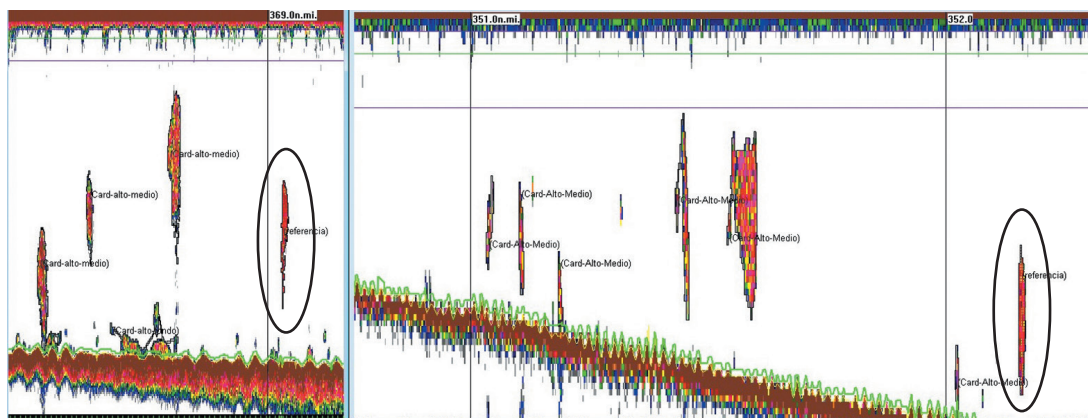


Figura 2.5.: Cardúmenes de referencia, rodeados por un círculo, correspondiente al Cornide de Saavedra (izquierda) y al Vizconde de Eza (derecha). Las tasas de sondeo son distintas, de ahí que no parezcan, visualmente, el mismo tipo de ecotaza.

Tabla 2.3.: Principales características morfológicas y energéticas del cardumen de referencia en Signoise.

Buque	Cornide de Saavedra	Vizconde de Eza
Posición (latitud)	37.05017	37.05017
Posición (longitud)	-7.06029	-7.06010
Profundidad media	21.94	20.08
s_v medio	-26.54	-31.56
s_v max	-15.86	-21.68
s_v min	-57.00	-56.40
NASC (s_A)	4361.06	2872.74
Desv. Estándar (s_A)	0.004	0.001
Coefficiente de sesgo (S_v)	3.03	3.34
Kurtosis (S_v)	9.97	11.74
Altura (m)	6.08	7.60
Longitud (m)	19.73	20.42
Area (m ²)	127.95	143.56
Coefficiente de variación (s_v)	195.65	190.86
Coefficiente de desigualdad horizontal	0.0128	0.0041
Coefficiente de desigualdad vertical	0.0016	0.0021

El número de ecotrazas extraídos por radial, tipo y barco así como sus principales características morfológicas se muestran en la tabla 2.4. Del análisis se ha excluido el radial 9 por problemas en los datos digitalizados del CS. En total se han extraído 934 ecotrazas de las cuales 512 corresponden al CS y 422 al VE. Dado que 57 ecotrazas correspondían a las coberturas del radial 3 y del 8 que el VE no llevó a cabo, el número de ecotrazas detectado por cada barco ha sido muy similar (apenas un 4% de diferencia a favor del CS. Sin embargo, analizado por tipología de ecotrazas, el CS ha detectado muchos más cardúmenes que el VE (335 frente a 244). Esto ha sido especialmente relevante en el radial 12 en el que si bien la presencia de cardúmenes ha sido escasa, mientras el CS detectó 17, el VE tan sólo dos; por ello este radial ha sido también excluido del análisis. Por el contrario, el VE ha detectado más capas y agregados que el CS.

En los radiales 1, 3, 7, 8 y 10 han predominado las ecotrazas tipo cardumen; en los radiales 2 y 4 se ha encontrado una situación en la que predominaron los agregados; y, finalmente, en los radiales 5 y 6 han predominado las capas próximas al fondo.

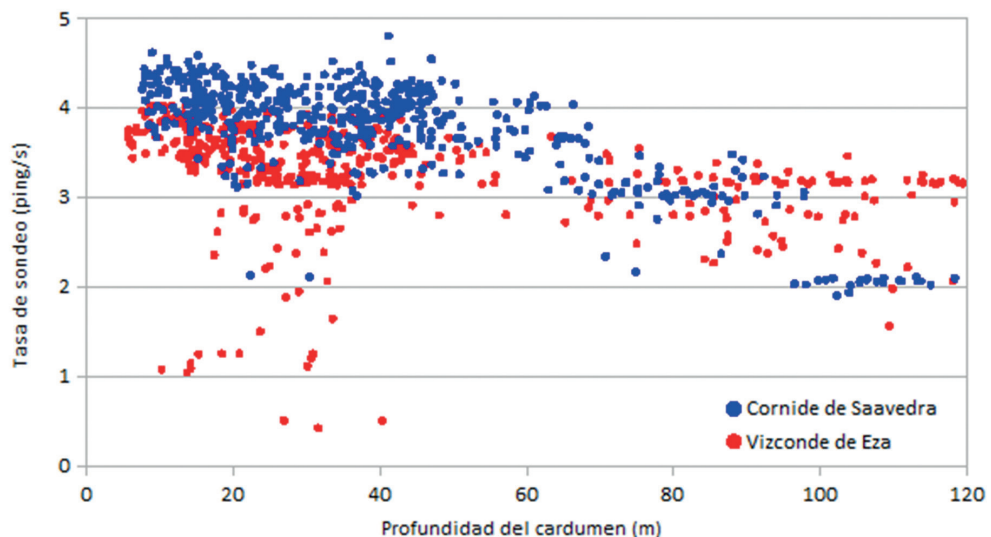


Figura 2.6.: Tasa de sondeo (número de pings por segundo) en función de la profundidad del cardumen efectuado por el equipo acústico del Cornide de Saavedra (EK-500; puntos de color azul) y por el del Vizconde de Eza (EK-60; puntos de color rojo).



Tabla 2.4.: Signoise. Principales características morfométricas de las ecotrazas detectadas por cada barco y radial.

Buque	Tipo	RA01		RA02		RA03		RA03-1R		RA03-2R		RA03-3R		RA04		RA05		RA06		RA06-1R		RA07		RA08		RA08-1R		RA10		Total
		CARD	AGRE.	CARD	AGRE.	CARD	AGRE.	CARD	AGRE.	CARD	AGRE.	CARD	AGRE.	CARD	AGRE.	CARD	AGRE.	CARD	AGRE.	CARD	AGRE.	CARD	AGRE.	CARD	AGRE.	CARD	AGRE.	CARD	AGRE.	
CS	Número	19	15	13	84	11	71	38	31	14	23	10	19	19	10	12	2	14	9	34	9	10	64	512						
	Prof. media	21.87	97.79	42.82	38.08	108.00	37.42	42.96	56.01	13.18	95.10	14.45	70.46	21.87	41.00	12.76	26.55	13.19	36.93	22.16	34.08	16.01	25.66	40.43						
	desv. est.	3.33	15.90	12.83	18.42	5.29	15.64	10.90	15.51	6.62	51.60	1.89	27.59	3.33	15.85	4.22	4.43	5.89	4.43	7.86	3.18	1.72	12.45	28.69						
	Altura	2.61	1.67	3.12	3.39	1.23	3.05	3.29	0.85	2.65	2.36	2.19	1.81	2.61	1.20	3.56	1.61	2.17	2.50	1.84	1.12	3.02	2.97	2.60						
	desv. est.	0.88	0.78	1.31	1.92	0.60	1.18	2.14	0.50	1.12	0.72	0.46	0.80	0.88	0.69	1.64	0.23	0.45	2.20	0.73	0.55	1.20	1.61	1.57						
	Longitud	12.61	373.91	15.96	11.91	156.32	9.26	16.31	352.08	10.33	993.48	10.86	1172.83	12.61	815.48	11.93	1714.73	8.92	489.14	10.67	268.99	9.25	24.64	170.04						
	desv. est.	10.93	261.05	17.12	10.78	58.17	9.65	21.07	644.97	6.05	2472.43	5.85	1503.59	10.93	1354.34	9.89	2309.29	2.80	562.21	3.66	403.51	3.48	16.50	726.94						
	Perímetro	44.04	1720.24	60.39	53.95	491.50	36.27	73.65	2617.84	30.50	4067.61	34.44	4720.54	44.04	3123.44	40.12	5279.25	26.58	2841.10	35.79	1459.37	28.75	73.02	772.33						
	desv. est.	28.31	1578.76	75.56	65.95	194.61	35.45	132.39	6354.34	21.35	9902.47	18.07	5800.18	28.31	5414.06	25.96	6978.16	9.39	3292.68	11.21	2399.36	13.70	44.87	3268.87						
	Area	27.35	656.81	56.37	45.49	183.02	26.40	72.33	530.81	26.52	2600.08	19.31	2096.45	27.35	1574.00	40.73	2917.20	15.32	1202.63	16.72	428.91	26.68	64.49	351.84						
desv. est.	23.56	605.97	91.05	77.21	118.80	41.08	205.24	1366.66	37.35	6487.55	11.66	2692.86	23.56	2983.41	46.34	3982.46	6.12	1374.66	13.20	764.27	25.39	58.47	1704.46							
VE	Número	14	33	12	46	4	48		49	11	28	19	34	14	14	7	4	24	12	38		25	422							
	Prof. media	22.74	105.37	44.95	31.15	108.88	33.58		29.74	7.88	92.97	15.94	75.60	22.74	31.82	15.75	26.36	12.91	33.85	25.29		30.01	42.47							
	desv. est.	3.67	11.91	17.93	11.89	6.37	17.35		3.56	3.39	51.00	4.57	29.26	3.67	11.19	1.59	7.09	4.70	2.35	15.76		11.69	34.27							
	Altura	2.41	1.44	2.70	3.40	1.29	4.17		1.44	3.18	2.00	3.12	1.44	2.41	1.47	3.56	1.29	2.40	2.09	2.32		3.08	2.47							
	desv. est.	0.52	0.56	1.36	1.50	0.70	2.44		0.48	1.15	1.07	1.19	0.53	0.52	0.51	1.83	0.38	0.45	1.15	0.98		1.83	1.57							
	Longitud	18.36	220.64	17.13	13.47	211.01	11.10		119.39	10.16	829.42	22.70	631.65	18.36	520.96	13.40	883.30	10.10	183.36	12.61		22.77	178.31							
	desv. est.	17.26	346.70	15.44	13.17	303.18	8.13		151.39	3.69	2279.61	48.29	1254.65	17.26	818.71	10.02	1362.75	5.12	184.34	8.15		25.18	757.37							
	Perímetro	59.32	1046.66	55.01	47.45	835.96	52.37		479.37	30.98	2776.93	62.30	2359.12	59.32	1675.82	46.22	2992.86	36.76	885.41	40.07		67.73	657.65							
	desv. est.	59.41	2133.97	48.94	44.00	1307.80	75.62		571.91	7.23	7083.51	120.79	4750.40	59.41	2542.67	40.35	4492.73	22.61	970.35	23.38		70.61	2569.61							
	Area	38.85	349.24	44.93	40.81	281.91	53.63		173.63	25.00	2710.39	48.25	1143.66	38.85	1031.15	54.89	1300.06	20.33	492.93	25.24		85.96	408.04							
desv. est.	45.73	830.77	70.58	47.41	467.15	84.94		283.88	7.36	9443.12	67.11	2478.15	45.73	1975.24	79.25	2280.89	12.57	733.51	26.03		169.56	2634.22								

2.3.1.1 Comparación datos acústicos inter-buque

En la tabla 2.5 y figura 2.7a-d se muestran, además del número de ecotrazas de cada tipología encontrado por cada buque en el área prospectada, la ecointegración total y media para cada tipología.

Tabla 2.5.: Signoise. Número de cada tipología de ecotrazas, así como la ecointegración relativa total de cada una de ellas y la ecointegración relativa media por ecotrazas detectada para cada buque (porcentajes entre paréntesis).

		TIPOLOGÍA			
	Buque	Agregado	Capa	Cardumen	Total
Número	Cornide de Saavedra	66 (14.5%)	54 (11.9%)	335 (73.6 %)	455
	Vizconde de Eza	98 (23.2%)	80 (19%)	244 (57.8%)	422
Ecointegración relativa total	Cornide de Saavedra	3.3 (3.8%)	32.5 (37.2%)	51.6 (59%)	87.4
	Vizconde de Eza	1.1 (2.5%)	16.3 (37.7 %)	25.9 (59.9%)	43.2
Ecointegración media	Cornide de Saavedra	0.05 (6.2%)	0.60 (74.7%)	0.15 (19.1%)	0.19
	Vizconde de Eza	0.01 (3.5%)	0.20 (63.4%)	0.10 (33.1%)	0.10

Aunque los datos de ecointegración se han analizado usando una medida relativa en función de un cardumen patrón cuyas características morfológicas eran similares en ambos buques, la cantidad total ecointegrada ha sido muy diferente en ambos buques (87.41 en el CS frente a 43.24 del VE; fig. 2.7a), siendo la integración media relativa por tipología superior en el CS (fig. 2.7b). Así mismo, el número ecotrazas de cada tipología detectado por cada buque ha sido también muy diferente. Sin embargo, casi el 60% de la ecointegración registrada por ambos buques corresponde a las ecotrazas tipo cardumen (fig. 2.7c). También son muy similares los porcentajes de ecointegración registrados para el tipo agregado (3.8% y 2.5% respectivamente) y, consecuentemente, para el tipo capa (37.2% y 37.7%). Por otra parte, tomando en consideración los datos de cada buque, el porcentaje de integración



media de los cardúmenes detectados por el VE, ha sido un 14% superior a los detectados por el CS, mientras que en éste tanto la capa como el agregado ha tenido una densidad media mayor que los detectados por el VE (fig. 2.7d).

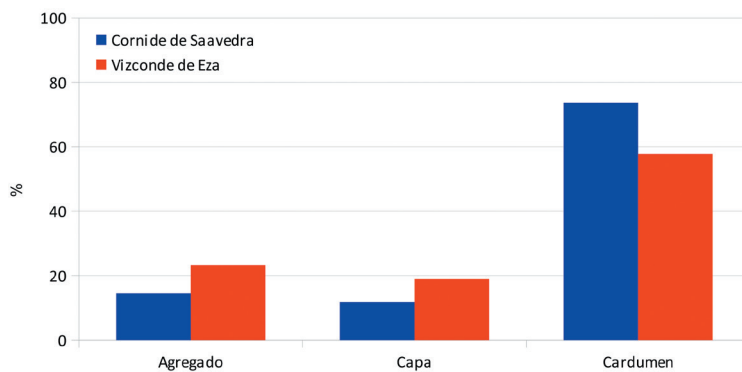


Figura 2.7a: Porcentaje de eco-trazas por tipología y buque (azul, Cornide de Saavedra; rojo, Vizconde de Eza).

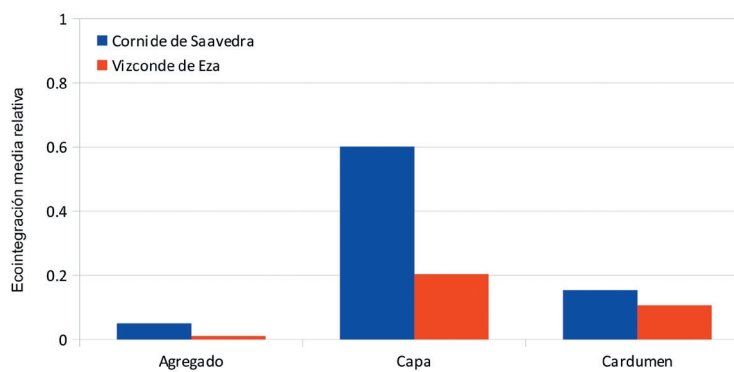


Figura 2.7b: Ecointegración media por tipología y buque (azul, Cornide de Saavedra; rojo, Vizconde de Eza).

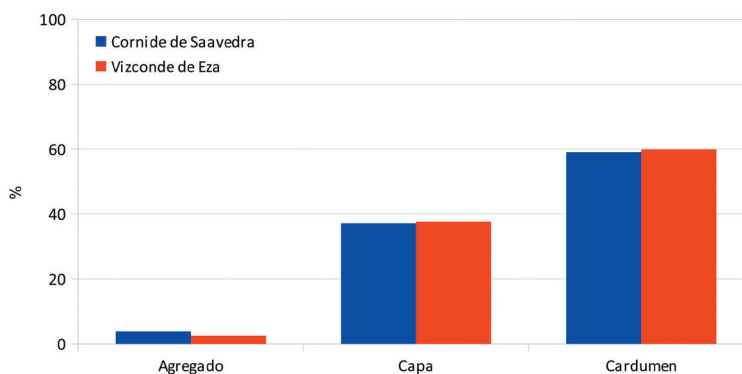
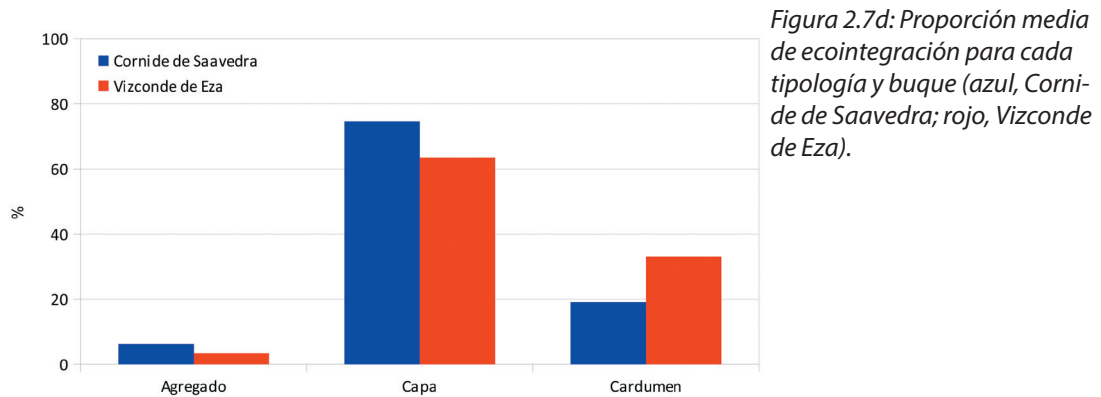


Figura 2.7c: Porcentaje de ecointegración por tipología y buque (azul, Cornide de Saavedra; rojo, Vizconde de Eza).



En la tabla 2.6 se muestran los resultados de los test ANOVA Kruskal-Wallis y de la mediana de comparación entre buques aplicados a cada tipología de ecotaza. En el caso de la ecotaza agregado, la estructura interna en relación a la energía retrodifundida (valores lineales de ecointegración) ha sido similar, no encontrándose diferencias significativas en los coeficientes de sesgo, kurtosis y desigualdad tanto vertical como horizontal.

Sin embargo, la altura media del agregado, ha sido significativamente mayor en el VE, mientras que la longitud y el perímetro del mismo han sido significativamente mayores en el CS, lo que compensa, hasta cierto punto, el menor número encontrado por este buque. Además se han encontrado diferencias significativas en las funciones de densidad (figura 2.8), lo que indica que el CS ha detectado algunos agregados con valores de integración muy altos, cuya contribución al total acumulado ha sido superior al observado en el VE. En el tipo capa, la tasa de sondeo de ambos buques ha sido significativamente distinta, siendo mayor en el CS. A efectos de valores de ecointegración este hecho no debería tener ningún efecto salvo si la capa fuese muy somera y su estructura muy heterogénea y coincidiese que, además, o bien los valores altos o los bajos de integración quedasen sin muestrear, por lo que el valor medio no sería representativo. Para esta tipología, la estructura interna ha sido más heterogénea en el caso del CS. Además el tamaño de las capas de este buque ha sido mayor, con diferencias significativas en altura, anchura y área. Al igual que el caso de los agregados, estas diferencias son esperables, dado el mayor número de capas detectadas por el VE y, por el contrario, su menor integración media con respecto al otro buque.



Por otro lado, no se han apreciado diferencias en las funciones de densidad (figura 2.9.). Finalmente en el tipo cardumen, de nuevo las diferencias en la tasa de sondeo han sido significativas, si bien, en este caso, corresponden mayoritariamente a la baja tasa del VE durante la prospección del radial RA10. Ambos test señalan diferencias significativas ($P < 0.05$) en la profundidad, mientras que para el resto de las variables hay diferencias significativas en el ANOVA Kruskal-Wallis para la altura, anchura y desigualdad horizontal.

Tabla 2.6.: Signoise. Resultado del ANOVA Kruskal-Wallis por rangos y test de la Mediana (se muestra el valor de la probabilidad) aplicado a las variables morfométricas y de localización para el conjunto de los tres patrones de agregación encontrados (agregado, capa y cardumen). Se muestra también en aquellos casos con diferencias significativas ($p < 0.05$) en el test de la mediana el buque (CS, Cornide de Saavedra; VE, Vizconde de Eza) cuyo valor observado ha sido mayor al esperado. Las diferencias significativas ($0.01 < p < 0.05$) están marcadas con letra negrilla y un asterisco mientras que las muy significativas ($p < 0.01$) están marcadas con letra negrilla y cursiva y dos asteriscos.

	Agregado		Capa		Cardumen	
	K-W	M-test	K-W	M-test	K-W	M-test
Altura	0.0006**	0.0005* (VE)	0.0258*	0.0346* (CS)	0.0361*	0.0735
Longitud	0.0006**	0.0001* (CS)	0.0675	0.1588	0.5622	0.8385
Anchura	0.9212	0.8980	0.0213*	0.0346* (CS)	0.0189*	0.0781
Perímetro	0.0070**	0.0108* (CS)	0.0522	0.0782	0.8991	0.5236
Area	0.3512	0.3394	0.0262*	0.0137* (CS)	0.0518	0.0875
Coeficiente de sesgo	0.4730	0.7501	0.0295*	0.0782	0.7932	0.7633
Kurtosis	0.3259	0.5242	0.0278*	0.0782	0.9683	0.6387
Desigualdad horizontal	0.0040**	0.0560	0.0000**	0.0000** (CS)	0.0030**	0.0694
Desigualdad vertical	0.4229	0.5242	0.0190*	0.0782	0.8236	0.6387
Profundidad	0.0006**	0.0005** (CS)	0.9855	0.4811	0.0120*	0.0203* (CS)
Tasa sondeo	0.2185	0.7501	0.0065**	0.0048** (CS)	0.0000**	0.0000** (CS)

Así mismo, las funciones de densidad son prácticamente idénticas (figura 2.10.), por lo que las diferencias en eointegración total podrían ser debidas principalmente al mayor número de cardúmenes que ha detectado el CS.

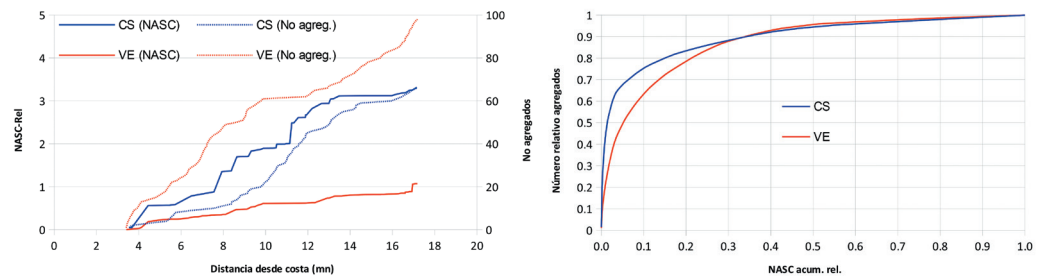


Figura 2.8.: Izquierda, frecuencias acumuladas desde inicio de radial de la energía ecointegrada (línea continua) y del número de agregados (línea discontinua, eje Y secundario). En azul, los datos del Cornide de Saavedra; en rojo, los correspondientes al Vizconde de Eza. A la derecha, FDA del tipo agregado.

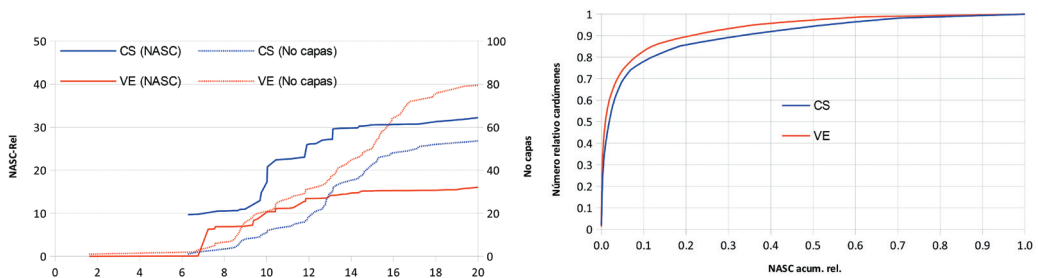


Figura 2.9.: Izquierda, frecuencias acumuladas desde inicio de radial de la energía ecointegrada (línea continua) y del número de capa (línea discontinua, eje Y secundario). En azul, los datos del Cornide de Saavedra; en rojo, los correspondientes al Vizconde de Eza. A la derecha, FDA del tipo capa.

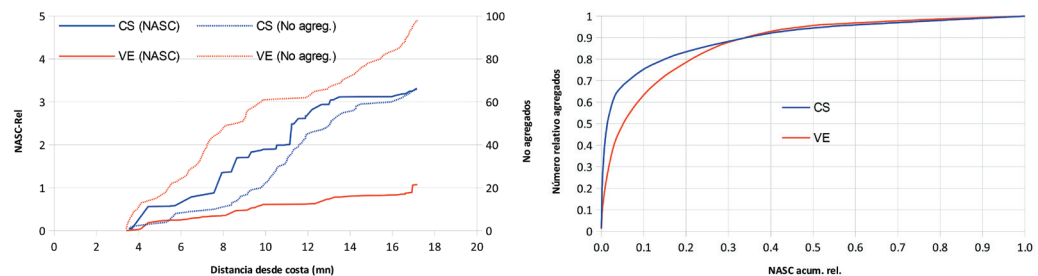
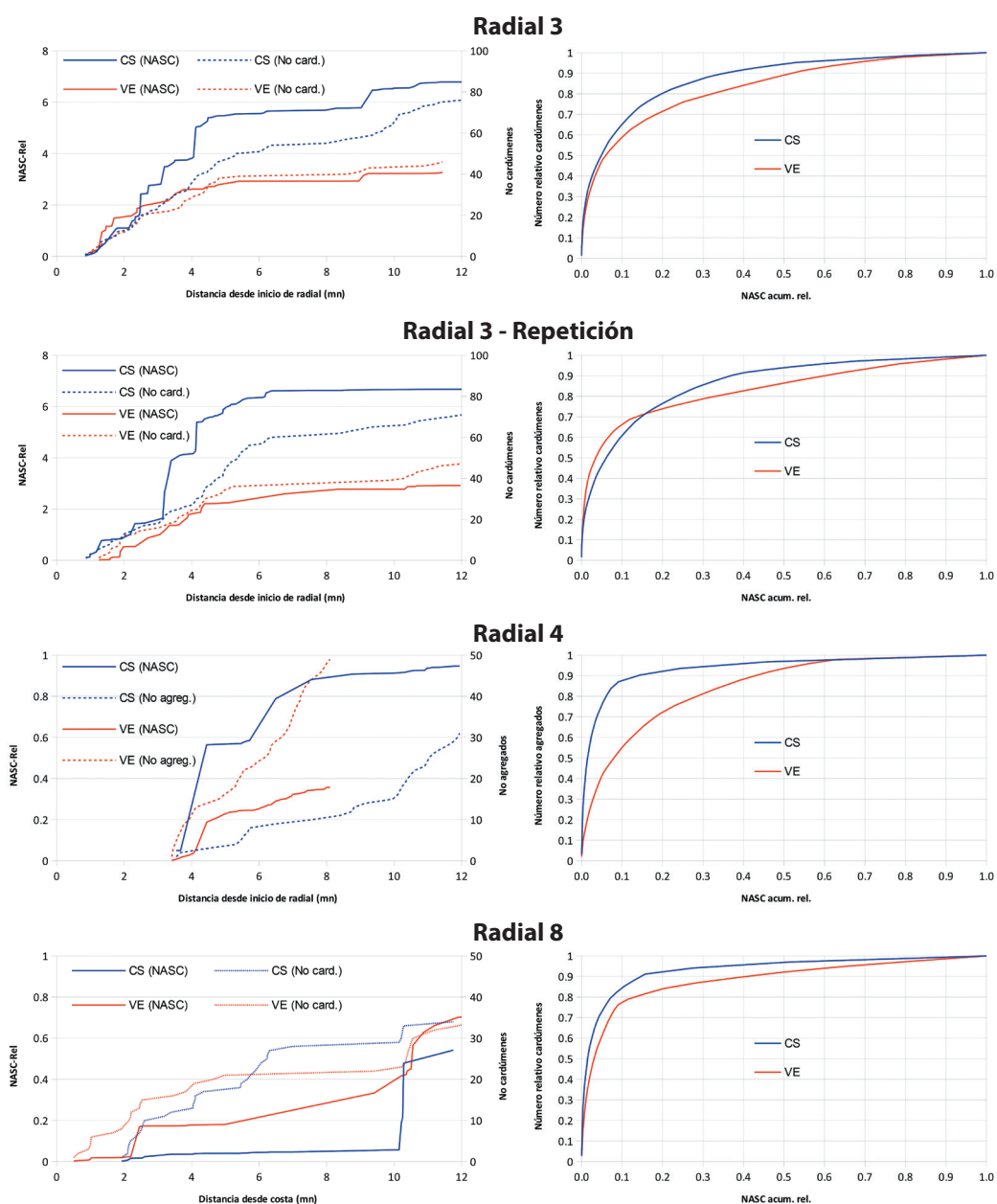


Figura 2.10.: Izquierda, frecuencias acumuladas desde inicio de radial de la energía ecointegrada (línea continua) y del número de cardumenes (línea discontinua, eje Y secundario). En azul, los datos del Cornide de Saavedra; en rojo, los correspondientes al Vizconde de Eza. A la derecha, FDA del tipo cardumen.



En aquellos casos en los que el número de ecotrazas ha permitido el análisis por radial (al menos 30 datos en uno de los buques y muy próximo a este umbral en el otro), los resultados pormenorizados se muestran en la tabla 2.7. Así mismo, en la figura 2.11 se muestran las funciones de densidad.



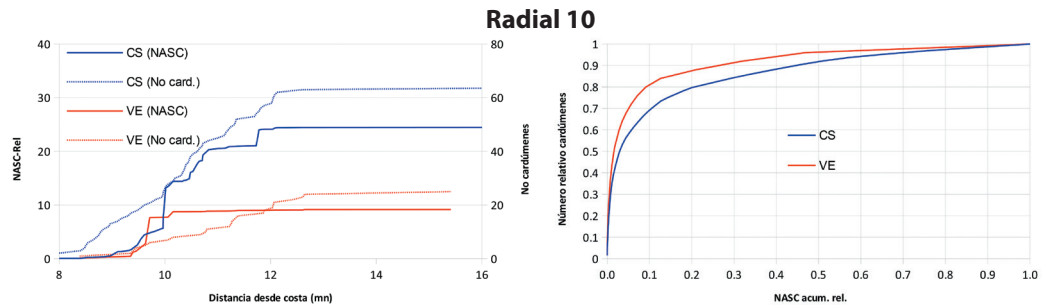


Figura 2.11.: Izquierda, frecuencias acumuladas desde inicio de radial de la energía ecointegrada (línea continua) y del número de ecotrazas (línea discontinua, eje Y secundario) por radial y tipo en aquellos casos en los que el número de ecotrazas ha sido superior a 30. En azul, los datos del Cornide de Saavedra; en rojo, los correspondientes al Vizconde de Eza. A la derecha, FDA correspondientes.

Por radiales y tipo de patrón de agregación, los resultados más destacables son los siguientes:

- Radial 1 (lidera CS). Todas las ecotrazas son asimilables a cardúmenes, con un número bajo de detecciones, si bien el CS ha detectado más (19 frente a 14).
- Radial 2 (lidera CS). En este radial ambos buques han detectado tanto cardúmenes como agregados, aunque la cantidad de los primeros ha sido menor el VE (13 y 12), su ecointegración relativa ha sido ligeramente mayor. El número de agregados ha sido más alto, detectando el VE más del doble que el CS (33 frente 15).
- Radial 3 (lidera VE). El cardumen ha sido la ecotraza más detectada por ambos buques, y, salvo para para la desigualdad vertical, no se apreciaron diferencias significativas entre las variables morfométricas ni entre las restantes variables de dispersión energética. Además, aunque las funciones de densidad muestran diferencias, éstas no son significativas.
- Radial 3 Repetición (lidera CS) : Al igual que durante el primer recorrido a este radial, el CS ha vuelto a detectar más cardúmenes y, de nuevo, con valores de ecointegración más altos, especialmente en la milla 3, aunque los detectados por el VE han sido un poco más grandes, con diferencias significativas en el área y la anchura y también con una mayor desigualdad en el plano vertical.
- Radial 4 (lidera Vizconde). En este radial se han detectado dos tipos de patrón de agregación. Por un lado, ambos buques han detectado cardúmenes,



si bien en un número bajo (13 el CS y 8 el VE), pero, al igual que sucediera en el anterior radial, el CS ha detectado cardúmenes con valores de ecointegración mucho más altos que los detectados por el VE, de ahí que si bien el bajo número de cardúmenes no permita establecer diferencias estadísticas, se puede concluir que el CS ha detectado más cardúmenes y que éstos han sido más densos. Por otro lado, el patrón de agregación que ha predominado ha sido el agregado. En este caso, se han extraído más agregados de las detecciones hechas por el VE, pero, en general, éstos han tenido valores de integración más uniformes, relativamente bajos, habiendo diferencias significativas en las funciones de densidad, al igual que en la altura media e índice de desigualdad vertical.

- Radial 5 (líder VE). La principal ecotrazo que ambos buques han detectado ha sido de tipo capa. No obstante, la capa detectada por el VE ha sido, en general, menos compactada hacia el fondo y posiblemente menos densa, tal como se puede apreciar en la figura 2.12. Este hecho pudo influir tanto en el mayor número de capas detectadas por este buque (28 frente a 23) como en sus valores de integración más bajos; sin embargo, las funciones de densidad de ambos buques han sido muy similares.

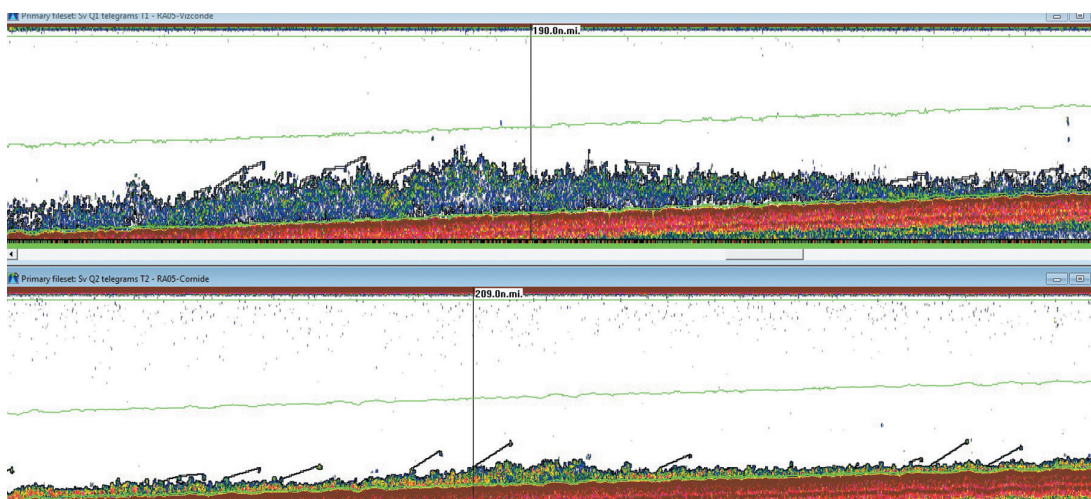


Figura 2.12.: Patrones de agregación en forma de capa detectados por el Vizconde de Eza (arriba) y el Cornide de Saavedra (abajo) en aguas someras (profundidad, 50 m) en el radial 5. La zona fue prospectada por el Vizconde de Eza a las 9:00 y por el Cornide de Saavedra a las 11:00.

- Radial 6 (lidera CS). Al igual que en el caso anterior, la capa es la principal tipología de ecotrazas, siendo el VE el que vuelve a detectar un número mayor, pero menos compactas (figura 2.13.).

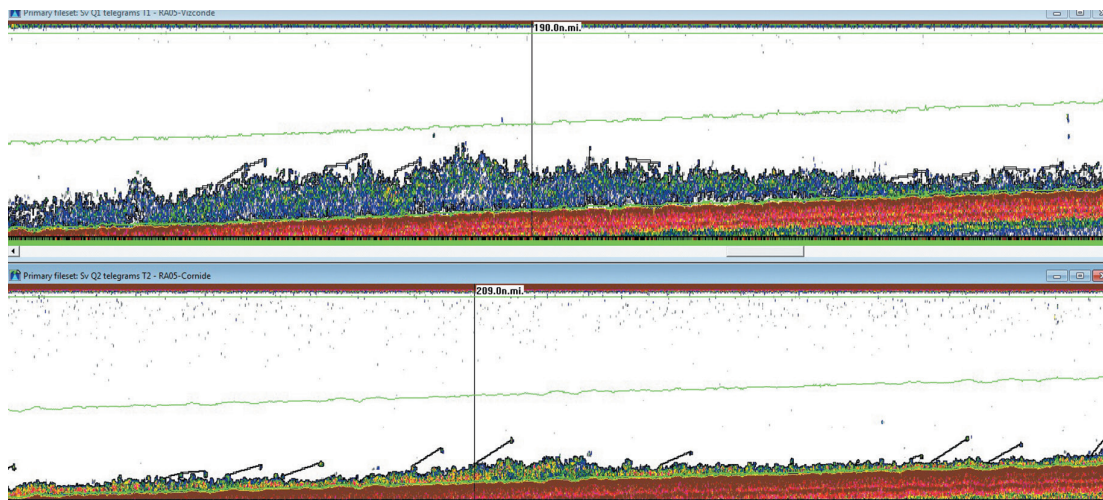


Figura 2.13.: Patrones de agregación en forma de capa detectados por el Vizconde de Eza (arriba) y el Cornide de Saavedra (abajo) en aguas someras (profundidad, 60 m) en el radial 6. La zona fue prospectada por ambos barcos hacia las 16:00, liderando el Cornide de Saavedra.

- Radial 6-Repetición (lidera VE). Esta repetición tuvo lugar tres días después (16 de febrero). También predominaron las capas, con un ligero aumento de los cardúmenes. Sin embargo, dado el bajo número de ecotrazas, no es posible establecer comparación alguna.
- Radial 7 (lidera VE). En este radial el número de capas detectadas ha sido muy bajo, siendo predominante la ecotrazas de tipo cardumen, si bien su número ha sido bajo (14 detectados por el CS y 28 por el VE).
- Radial 8 (lidera CS). En este radial el número de ecotrazas y tipo detectados por ambos buques ha sido similar, predominando el tipo cardumen que, a diferencia de aquellos detectados en el radial RA03 o en el RA10, los valores de integración han sido bajos. Ambas funciones de densidad han sido similares. En este radial la ecointegración relativa del VE ha sido mayor, si bien no se han apreciado diferencias significativas entre las variables morfométricas excepto en la altura y también en la desigualdad vertical, indicando esta última que la estructura de los cardúmenes detectados por el VE eran más variable en el plano vertical que los detectados por el CS.



- Radial 10 (lidera CS). En este radial ha sucedido algo similar a lo observado en el radial 3. El número de cardúmenes detectados por el CS ha sido superior y, en este caso, sin diferencias significativas entre las variables morfológicas y tan sólo la desigualdad vertical ha presentado diferencias ($p < 0.05$) para ambos tests. En general los cardúmenes detectados en este radial han sido los más densos de toda la campaña (una media de 0.4 frente a 0.2 del tercer radial), detectando ambos buques el cardumen con mayor valor de ecointegración (casi 14000 $m^2 mn^{-2}$, ó 3.02 y 4.87 respectivamente en términos relativos). No hubo diferencias significativas en las funciones de densidad y las diferencias observadas en la ecointegración relativa acumulada parecen ser principalmente debidas al mayor número de cardúmenes detectado por el CS.

Tabla 2.7.: Signoise. Resultado del ANOVA Kruskal-Wallis por rangos y test de la Mediana (se muestra el valor de la probabilidad) aplicado a las variables morfométricas y de localización por radial y tipo de agregación. Se muestra también en aquellos casos con diferencias significativas ($p < 0.05$) en el test de la mediana el buque (CS, Cornide de Saavedra; VE, Vizconde de Eza) cuyo valor observado ha sido mayor al esperado. Las diferencias significativas ($0.01 < p < 0.05$) están marcadas con letra negrilla y un asterisco mientras que las muy significativas ($p < 0.01$) con dos asteriscos.

	RA03		RA03R1		RA04		RA08		RA10	
	Cardumen		Cardumen		Agregado		Cardumen		Cardumen	
	K-W	M-test	K-W	M-test	K-W	M-test	K-W	M-test	K-W	M-test
Número	84 (CS)	46 (VE)	71 (cs)	48 (VE)	31 (CS)	49 (VE)	34 (CS)	38 (VE)	64 (CS)	25 (VE)
Altura	0.3042	0.0666	0.0115*	0.1163	0.0000**	0.0000** (VE)	0.0058**	0.0590* (VE)	0.8404	0.7626
Longitud	0.4924	0.7137	0.0380*	0.1163	0.0779	0.1082	0.6039	0.6368	0.1392	0.8653
Anchura	0.4803	0.2711	0.0009**	0.0128* (VE)	0.1492	0.2105	0.2359	0.6368	0.6539	0.8765
Perímetro	0.8190	0.7137	0.0512	0.1163	0.2116	0.2512	0.8391	1.0000	0.1518	0.2657
Area	0.1774	0.2711	0.0055**	0.0071** (VE)	0.1841	0.2512	0.0401*	0.0590	0.1598	0.1130
Coef. de sesgo	0.3424	0.4631	0.8242	0.4106	0.7111	0.4912	0.4232	0.6368	0.0530	0.2657
Kurtosis	0.4331	0.7137	0.7167	0.6533	0.9331	0.4912	0.5203	0.6368	0.0374	0.2657
Desigualdad hor.	0.8916	1.0000	0.0078	0.2956	0.9567	0.8185	0.2106	0.3450	0.0374	0.0115* (CS)
Desigualdad ver.	0.0134*	0.0277* (VE)	0.6259	0.7654	0.0000**	0.0000** (VE)	0.0003	0.0010** (VE)	0.9418	0.2657
Profundidad	0.0538	0.1423	0.0499*	0.0729	0.0000**	0.0000** (CS)	0.6117	0.3450	0.0751	0.0286* (VE)

2.3.1.2. Comparación datos acústicos intra-buque

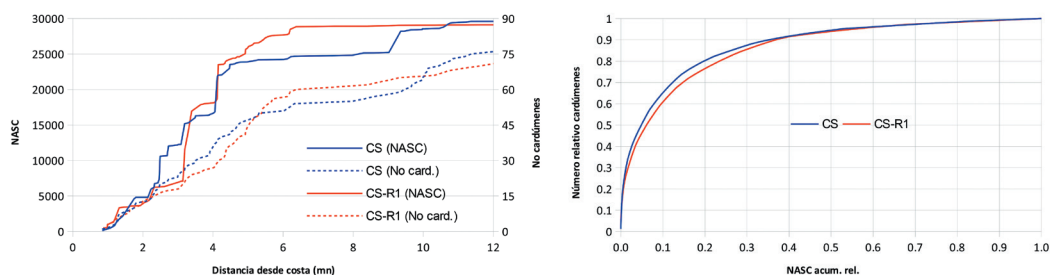
De los dos radiales repetidos por ambos buques (RA03 y RA06), tan sólo el primero, por el alto número de cardúmenes detectados, permite un análisis estadístico. Igualmente, el bajo número de ecotrazas registrado en la repetición del radial RA08 hecha por el CS, no ha permitido realizar inferencia. Sobre el radial RA03 ambos buques realizaron dos prospecciones completas y, además, el CS llevó a cabo una segunda repetición con un recorrido parcial al mismo. Para comparar esta última con las anteriores, se descartaron las cuatro primeras millas del radial al no haber sido prospectadas en esta segunda repetición.

En la figura 2.14 y tabla 2.8 se muestran los resultados obtenidos en las diferentes prospecciones hechas al radial RA03 por el CS. Tanto el número de cardúmenes como los valores de integración han sido similares en los dos recorridos completos. No se encontraron diferencias significativas en las funciones de densidad y en los ANOVA y test de mediana realizados a las variables morfométricas, de posición y de energía sólo se han constatado diferencias ($p < 0.05$) en la longitud y el perímetro de los cardúmenes.

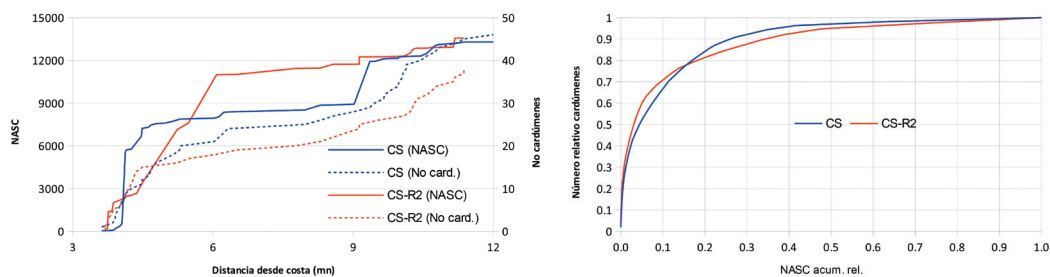
Tampoco en la comparación entre los recorridos parciales se aprecian grandes diferencias entre las tres prospecciones, obteniéndose valores similares de ecointegración, en número de cardúmenes y sólo hubo diferencias significativas entre el perímetro y la longitud de los cardúmenes en la comparación entre la primera y la segunda repetición en la que también las funciones de densidad muestran diferencias significativas. En este último recorrido, el único que ha cubierto el de forma parcial el radial, un menor número de cardúmenes ha contribuido de forma más significativa a la ecointegración total. Dado que no se observaron diferencias en los valores medios de integración ($s_{v \text{ medio}}$) las diferencias fueron debidas a la diferencia de tamaño y no a un aumento de la densidad media del cardumen.



RADIAL 3 (1er Recorrido vs 1a Rep)



RADIAL 3 (1er Recorrido vs 2a Rep)



RADIAL 3 (1a Rep vs 2a Rep)

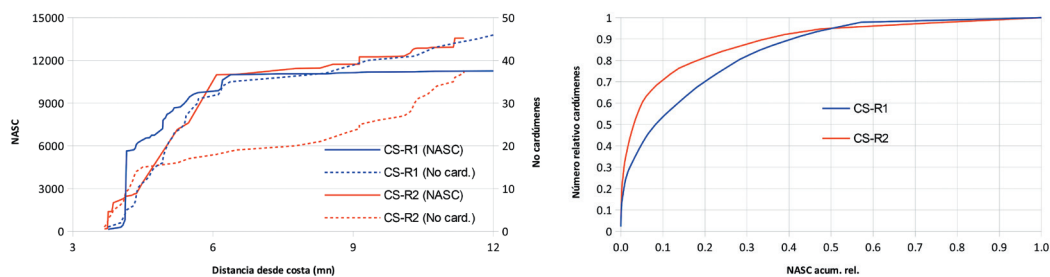


Figura 2.14.: Izquierda, frecuencias acumuladas desde inicio de radial de la energía ecointegrada (línea continua) y del número de cardúmenes (línea discontinua, eje Y secundario) obtenidos en las distintas prospecciones realizadas al radial RA03. A la derecha, FDA correspondientes.

Tabla 2.8.: Signoise. Resultado del ANOVA Kruskal-Wallis por rangos y test de la Mediana (se muestra el valor de la probabilidad) aplicado a las variables morfométricas, energéticas y de localización obtenidos en las prospecciones realizadas sobre el radial RA03 por el Cornide de Saavedra. Se muestra también en aquellas casos con diferencias significativas ($p < 0.05$) en el test de la mediana el recorrido (R1 primera repetición; R2 segunda repetición) cuyo valor observado de ecotrazas con valor superior a la mediana ha sido mayor al esperado. Las diferencias significativas ($0.01 < p < 0.05$) están marcadas con letra negrilla y un asterisco mientras que las muy significativas ($p < 0.01$) lo están con dos asteriscos.

	RA03vs RA03R1		RA03vs RA03R2		RA03R1vs RA03R2	
	Cardumen		Cardumen		Cardumen	
	K-W	M-test	K-W	M-test	K-W	M-test
Altura	0.9914	0.8142	0.6146	0.6719	0.4317	0.3806
Longitud	0.0282*	0.0191*	0.1402	0.2039	0.0022**	0.0001** (R2)
Anchura	0.3702	0.4640	0.9178	0.5015	0.5963	0.7775
Perímetro	0.0320*	0.0420*	0.2773	0.3970	0.0016**	0.0021** (R2)
Area	0.0993	0.0892	0.3535	0.3970	0.0224*	0.0795
sVmedio	0.0921	0.0647	0.6627	0.6719	0.1583	0.0795
sVmáximo	0.1305	0.2292	0.4878	0.3970	0.5032	0.3806
Coef. de sesgo	0.8266	0.6820	0.4803	0.3970	0.4667	0.3806
Kurtosis	0.6665	0.9304	0.5053	0.3970		
Desigualdad hor.	0.1529	0.3789	0.6513	0.3970	0.5699	0.1884
Desigualdad ver.	0.2845	0.3789	0.7272	1.0000	0.3957	0.3806
Profundidad	0.9391	0.9304	0.5680	0.6719	0.7125	0.3806

De igual manera, la figura 2.15 y tabla 2.9 muestran los resultados obtenidos por el VE. Tampoco en este caso se han apreciado diferencias entre las variables de los cardúmenes ni entre la eointegración total, funciones de densidad o el número de cardúmenes.



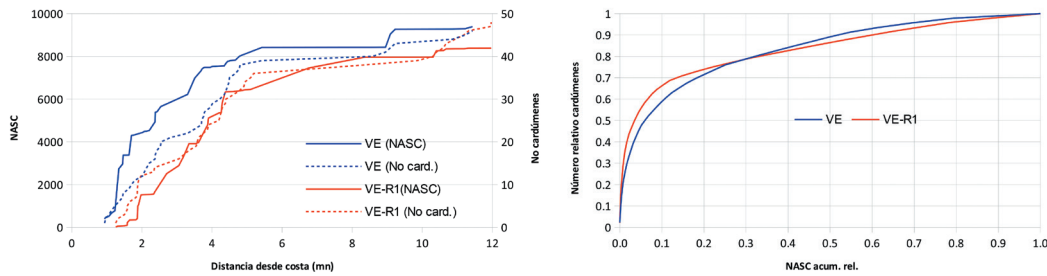


Figura 2.15.: Frecuencias acumuladas de ecointegración y número acumulado de cardúmenes detectados en las prospecciones efectuadas por el Vizconde de Eza al radial RA03 (derecha) y funciones de densidad acumulada de los valores de ecointegración (izquierda). La línea azul continua se corresponde con los valores acumulados de NASC mientras que la discontinua al número de cardúmenes.

Dada la consistencia entre los registros obtenidos por cada barco en las prospecciones efectuadas a este radial tanto en el número de cardúmenes como en los valores de las variables morfológicas o energéticas ($s_{V_{\text{máximo}}}$, $s_{V_{\text{medio}}}$ o s_A), en relación a las diferencias observadas inter-buques en especial en el número de cardúmenes encontrados, es posible que exista un efecto buque. Este efecto, de evasión, habría afectado al VE, que ha detectado menos cardúmenes que el CS (menor probabilidad de detectar un cardumen). Aunque no es posible determinar el sesgo de este efecto en la ecointegración total ni si los valores relativos utilizados en el análisis son realmente representativos de la ecointegración real por el problema de atenuación en la energía retrodifundida que presentaron los registros del VE, la falta de diferencias muy significativas entre las variables morfométricas inter/intra-barco sugiere que si tampoco hubiese diferencias entre las variables energéticas ($s_{V_{\text{máximo}}}$, $s_{V_{\text{medio}}}$ o s_A), la mayor probabilidad de encuentro de un cardumen que ha tenido el CS, podría explicar la mayor ecointegración relativa obtenida por este buque.



Tabla 2.9.: Signoise. Resultado del ANOVA Kruskal-Wallis por rangos y test de la Mediana (se muestra el valor de la probabilidad) aplicado a las variables morfométricas y de localización obtenidos en las prospecciones realizadas sobre el radial RA03 por el Vizconde de Eza.

	RA03vs RA03R1	
	Cardumen	
	K-W	M-test
Altura	0.2761	0.4092
Longitud	0.4960	0.6799
Anchura	0.0864	0.2076
Perímetro	0.8678	0.6799
Area	0.9819	0.2157
sVmedio	0.1402	0.4092
sVmáximo	0.2038	0.2157
Coef. de sesgo	0.3601	0.6799
Kurtosis	0.4449	1.0000
Desigualdad hor.	0.2630	0.6799
Desigualdad ver.	0.0806	0.4092
Profundidad	0.7450	1.0000

2.3.1.3. Estaciones de pesca

En la tabla 2.10 se muestran las principales características de las estaciones de pesca (tipo de arte, hora, profundidad, posición de latitud y longitud medias) así como la captura en número distribuida por especies. Hasta el día 14 de febrero el CS utilizó un arte de fondo, cambiándolo a partir de ese día, por un arte pelágico. Por su parte el VE ha utilizado el mismo arte pelágico durante toda la campaña. En general destaca, sobre todo, la baja riqueza específica, con predominio de anchoa, sardina y estornino y jurel en menor proporción. El resto de las especies ha tenido una presencia testimonial. En todas las pescas el número total de ejemplares capturados ha sido superior a 2000, salvo en la pesca 2 del CS, en la que tan sólo se han capturado 332 ejemplares y en la 5 de ese mismo buque en la que la captura fue de 57 ejemplares.



Tabla 2.10.: Signoise. Características principales de las estaciones de pesca. Buque Oceanográfico -B/O- (CS, Cornide de Saavedra, VE Vizconde de Eza); número de estación; tipo de arte de pesca (Baka; pel-pelágico-); día; hora media; profundidad media (m); latitud media (decimal); longitud media (decimal); número total de ejemplares capturados por especie y porcentaje entre paréntesis de: sardina (PIL), anchoa (ANE), estornino (MAS), jurel (HOM), caballa (MAC); espáridos (genérico) gádidos (genérico); y número total de individuos capturados.

B/O	No.	Arte	Día	Hora.	Prof.	Lat	Lon	PIL	ANE	MAS	HOM	MAC	Spari- dae	Gadidae	Total
CS	02	Baka	12/02/02	14:09	55	36,375	-6,416	209 (62.95)	123 (37.05)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	332
CS	03	Baka	13/02/02	9:52	101,4	36,545	-6,692	0 (0)	20631 (100)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	20631
CS	04	Baka	13/02/02	12:56	56,5	36,598	-6,589	0 (0)	5717 (100)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	5717
CS	05	Baka	13/02/02	18:36	110	36,651	-6,807	1 (1.75)	56 (98.25)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	57
CS	07	Pel.	15/02/02	14:59	44	37,024	-7,041	5142 (14.14)	31184 (85.76)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	36 (0.1)	2 (0.01)	36364
CS	08	Pel.	15/02/02	20:23	43,5	37,024	-7,042	1318 (22.47)	4396 (74.95)	1 (0.02)	1 (0.02)	0 (0)	143 (2.44)	6 (0.1)	5865
CS	09	Pel.	16/02/02	13:28	41	36,723	-6,661	11225 (54.51)	9262 (44.97)	12 (0.06)	0 (0)	0 (0)	95 (0.46)	0 (0)	20594
CS	10	Pel.	17/02/02	8:55	46	36,761	-6,850	723 (12.26)	5037 (85.4)	0 (0)	1 (0.02)	0 (0)	137 (2.32)	0 (0)	5898
CS	11	Pel.	17/02/02	15:12	86	36,336	-6,497	3 (0.05)	5902 (99.49)	0 (0)	4 (0.07)	0 (0)	0 (0)	23 (0.39)	5932
VE	01	Pel.	11/02/02	16:03	95,2	36,176	-6,474	712 (7.38)	124 (1.28)	7968 (82.54)	756 (7.83)	0 (0)	93 (0.96)	0 (0)	9653
VE	02	Pel.	11/02/02	20:30	94,4	36,180	-6,470	17 (0.85)	12 (0.6)	1935 (96.75)	13 (0.65)	0 (0)	22 (1.1)	1 (0.05)	2000
VE	03	Pel.	12/02/02	13:35	83,2	36,331	-6,497	891 (23.13)	1463 (37.98)	1377 (35.75)	92 (2.39)	0 (0)	0 (0)	29 (0.75)	3852
VE	04	Pel.	12/02/02	20:44	76,9	36,431	-6,557	99 (1.39)	7034 (98.45)	0 (0)	0 (0)	7 (0.1)	1 (0.01)	4 (0.06)	7145
VE	05	Pel.	13/02/02	13:39	61,2	36,593	-6,622	881 (1.5)	57970 (98.48)	0 (0)	0 (0)	5 (0.01)	5 (0.01)	1 (0)	58862
VE	06	Pel.	13/02/02	21:13	72,6	36,736	-6,789	27 (0.6)	4499 (99.4)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	4526
VE	08	Pel.	15/02/02	17:03	41,4	37,024	-7,048	172 (0.55)	30836 (99.44)	0 (0)	0 (0)	1 (0)	0 (0)	0 (0)	31009
VE	09	Pel.	16/02/02	13:20	38	36,699	-6,692	1187 (0.67)	175386 (99.32)	2 (0)	0 (0)	0 (0)	5 (0)	2 (0)	176582
VE	10	Pel.	17/02/02	8:37	38,2	36,921	-6,831	8834 (27.89)	22762 (71.85)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	69 (0.22)	13 (0.04)	31678

En la figura 2.16 se muestra el dendrograma construido con los valores del estadístico K-S calculado para las proporciones en número de las principales especies capturadas (sardina, anchoa, estornino, jurel caballa, espáridos y gádidos). Conforme al mismo, las estaciones se pueden agrupar en seis cluster. El más amplio, formado por 9 pescas se corresponde con aquellas en las que el boquerón ha sido la especie más abundante, con una presencia en número en todos los casos superior al 98%. El resto de los clúster está formado por pares de pescas en el que la presencia de boquerón ha sido menor, siendo el más diferente el formado por las pescas VE01 y VE02, ya que éstas fueron realizadas en la zona situada más al sur, en la que el CS no pescó, y la captura estaba dominada por el estornino (*Scomber colias*), cuya presencia fue prácticamente nula fuera de esta área.

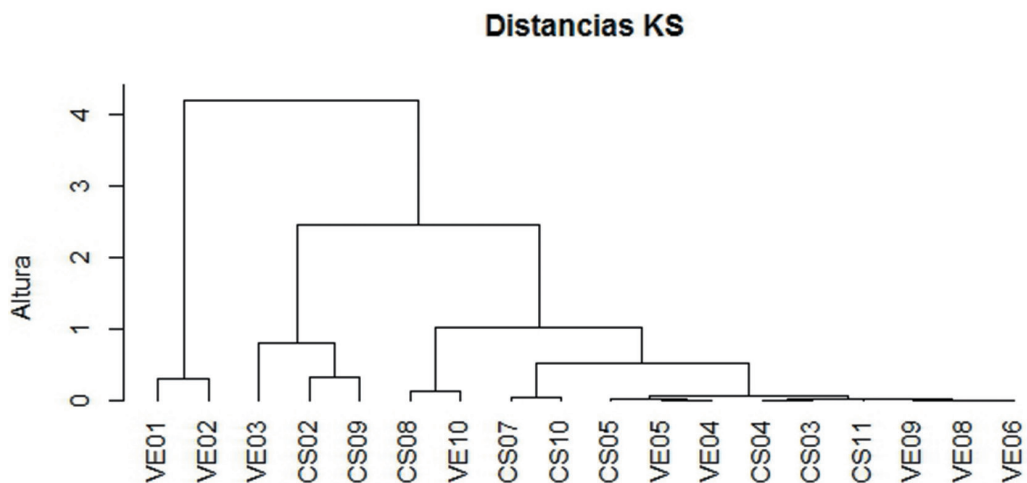


Figura 2.16.: Dendrograma construido en base al valor del estadístico K-S calculado para las proporciones en número de las principales especies capturadas (sardina, anchoa, estornino, jurel caballa, espáridos y gádidos).

2.3.1.3.1. Disponibilidad

En la figura 2.17 se muestra el dendrograma construido en base a la distancia entre estaciones, destacando aquellos pares de pesca CS/VE que cumplían los criterios de proximidad espacio/temporal. Dichos pares se muestran en la tabla 2.11.



Tabla 2.11.: Signoise. Distancia en función de la posición media(km), diferencia en hora media de realización (hora decimal)y diferencia en profundidad media(m) entre las estaciones de pesca analizadas para testar cambios en disponibilidad, accesibilidad y capturabilidad.

	CS09_VE09	CS04_VE05	CS07_VE08
Distancia entre estaciones (km)	3.91	3.04	0.60
Diferencia en hora (hora)	0.3	0.48	2
Diferencia en profundidad (m)	3	4.7	2.6

La menor distancia entre estaciones comparadas se ha dado entre la pesca CS07 y la VE08, con apenas 500 m de distancia media entre ambas y menos de 3 m de diferencia en profundidad media, aunque entre ambas hubo dos horas de diferencia. Estas pescas se llevaron a cabo en una zona donde predominaron las capas y los cardúmenes como ecotrazas. Por otra parte, las otras dos comparaciones corresponden a pescas prácticamente simultáneas, por lo que la distancia entre estaciones ha sido mayor, cercana a los 3.5 km aunque la profundidad media ha sido similar (comparaciones CS09_VE09 y CS04_VE05). Además este último par de comparación se llevó a cabo sobre ecotrazas tipo capa, utilizando el CS un arte de fondo, mientras que la primera se llevó a cabo sobre cardúmenes.

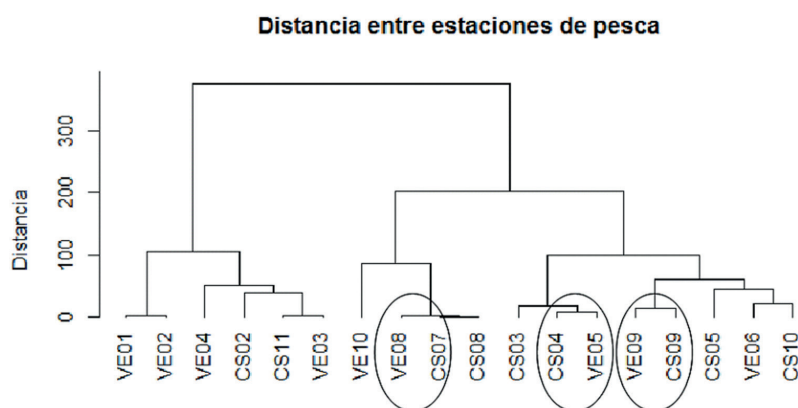


Figura 2.17.: Dendrograma construido en base a la distancia lineal (km) entre estaciones de pesca. Se han resaltado aquellas pares de pesca Cornide de Saavedra/Vizconde de Eza que cumplieron con los criterios de proximidad espaciotemporal.

Las funciones de densidad se muestran en la figura 2.18. La comparativa hecha sobre la capa (CS04_VE05), a pesar de que el CS ha utilizado un arte de fondo, no ha presentado diferencias significativas ($p_{k-s}=0.015$, tabla 2.12.).

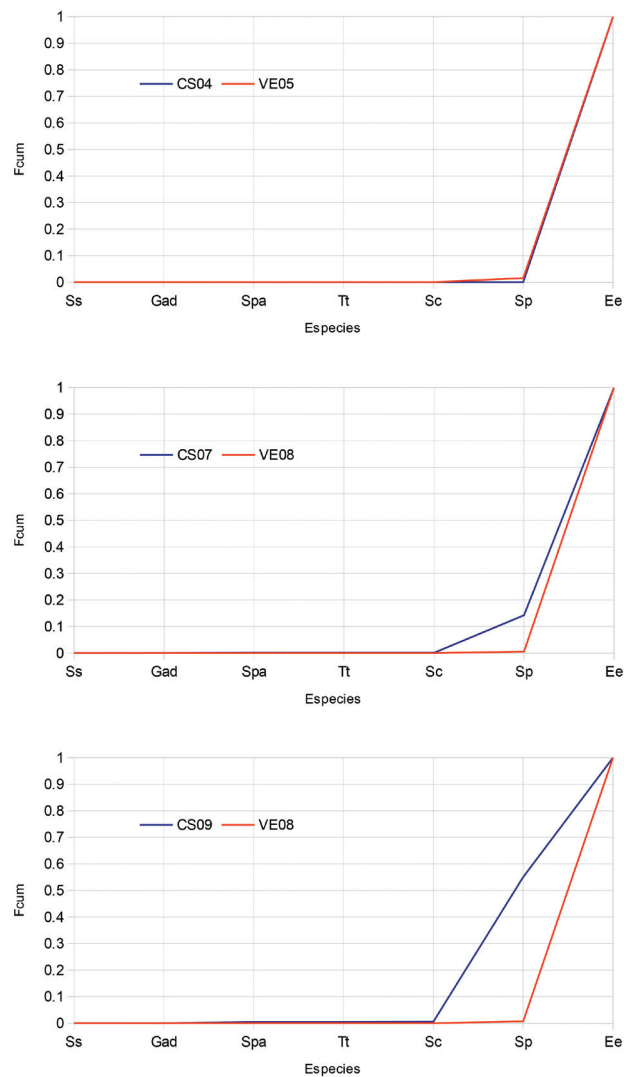


Figura 2.18.: Funciones de densidad de los pares de pesca que cumplían con los criterios de proximidad espacio-temporal. Los acrónimos para especies son los siguientes: Ss (*Scomber scombrus*; Gad, especies de la familia de los gádidos, principalmente *Merluccius merluccius*; Spa especies de la familia de los espáridos; Tt, *Trachurus trachurus*; Sc, *Scomber collias*; Sp, *Sardina pilchardus*; Ee, *Engraulis encrasicolus*).



En este caso las grandes diferencias en cuanto a la captura total son debidas tanto a la menor velocidad del arrastre del arte de baka como también al menor volumen de filtración en relación al arte pelágico del VE. Sin embargo en las otras dos comparativas, con ambos buques con arte pelágico y en las que predominaron los cardúmenes, las diferencias han sido muy significativas ($p_{k-s}=0.1359$, $p<0.0001$ para el par CS07_VE08 y $p_{k-s}=0.5383$, $p<0.0001$ para el par CS09_VE09), pescando mucha más sardina el CS. Este resultado es congruente con el mayor número de cardúmenes localizado por este buque con respecto al VE.

Tabla 2.12.: Signoise. Resultados del Test Kolmogorov-Smirnov aplicado tanto a la diversidad (captura en número por especie) como a las distribuciones de tallas de las principales especies capturadas (tallas media en cm). Resultados del test con diferencias significativas, mostados con un asterisco; con diferencias muy significativas, con doble.

	Capt. en número por especie	Sardina		Boquerón		Jurel		Estornino	
PESCAS	K-S	Talla m.	K-S	Talla m.	K-S	Talla m.	K-S	Talla m.	K-S
CS04-VE05	0.015	-	-	9.46-10.17	0.22**	-	-	-	-
CS07-VE08	0.137*	15.40-14.54	0.32**	13.59-13.63	0.07	-	-	-	-
CS09-VE09	0.543**	14.31-13.86	0.16	13.46-11.11	0.71*	-	-	-	-
VE01-VE02	0.072*	19.06-19.66	0.25**	14.77-14.08	0.39**	19.23-19.66	0.16	21.76-22.74	0.44**
CS07-CS08	0.108*	14.72-15.11	0.13	13.61-14.03	0.18	-	-	-	-

2.3.1.3.2. Accesibilidad y capturabilidad

Para este análisis se han usado los mismos pares de comparación. El resultado del test K-S para las distribuciones de talla de cada especie así como las tallas media se muestran en la tabla 2.12. Entre las pescas CS04 y VE05, a pesar de que no existieron diferencias significativas en la abundancia relativa de cada especie, si se han encontrado en la frecuencia de tallas del boquerón ($p_{k-s}=0.2181$, $p<0.0001$). Este resultado parece indicar que el arte de baka del CS no ha accedido a la fracción de mayor talla de la población de boquerón, por lo que incluso existen diferencias significativas en la talla media (t -test, $p=1.91E-09$). En los otros dos pares de comparación (CS07-VE08 y CS09_VE09) además de las diferencias significativas detectadas en la captura en número de cada especie, también han sido significativas en las distribuciones

de frecuencias de talla. En el caso de las pescas CS07_VE08, el CS capturó más sardina y tanto las distribuciones de talla ($p_{k-s}=0.3824$; $p<0.0001$) como la talla media (t -test, $p=1.928E-07$) han presentado diferencias muy significativas. Por el contrario para el boquerón no existen diferencias ni en la distribución de tallas ($p_{k-s}=0.0725$; $p>0.05$) ni en la talla media (t -test, $p=0.7489$).

En la comparación CS09_VE09 en la que también el CS ha capturado más sardina, no hubo diferencias significativas entre las distribuciones de talla de sardina ($p_{k-s}=0.1619$; $p>0.05$), aunque la talla media ha sido significativamente mayor en la capturada por el CS (t -test, $p=0.00058$). Por el contrario, para el boquerón tanto en la distribución de tallas como en la talla media las diferencias han sido muy significativas ($p_{k-s}=0.7086$, $p<0.0001$; t -test, $p=2.275E-038$).

Los resultados parecen indicar que el VE, o bien ha provocado reacciones de evasión en los ejemplares más grandes de sardina o boquerón, disminuyendo su disponibilidad, o bien éstos han reaccionado escapando frente a su arte de pesca, no siendo accesibles al mismo. Por otra parte, dado que las tallas mínimas han sido semejantes, no parece que existan problemas de selectividad entre artes.

2.3.1.4. Firma acústica

El resultado de la comparación de las firmas acústicas de ambos barcos llevado a cabo por el Instituto de Acústica ha sido sorprendente (Santiago y Carbó, 2002). Como se puede observar en la gráfica 2.19, ninguno de los dos buques cumple las recomendaciones del ICES (ICES, 1995)³. El CS se confirma como un buque cuyo nivel de ruido es superior al recomendado, pero, contrariamente a lo que la lógica dicta, el nivel de ruido es muy superior cuando navega a 4 nudos (velocidad de trabajo durante las estaciones de pesca) que a 10 nudos (velocidad de trabajo durante el muestreo acústico). Este comportamiento puede ser debido a la optimización del propulsor de paso variable para la velocidad de 10 nudos (Mitson, com. Per.). Por el contrario, en el VE el ruido radiado aumenta con la velocidad; además, en este buque el nivel de ruido es superior en 5 dB para todas las frecuencias cuando la quilla retráctil está recogida. A 4 nudos el nivel de ruido radiado por el CS es superior en 20

³ No deja de ser sorprendente el resultado del Vizconde de Eza, ya que la empresa certificadora de las condiciones acústicas concluía que las características de ruido radiado por este buque se acercaba a los estándares propuestos por el ICES. El informe realizado por el Instituto de Acústica ha sido revisado por R. B. Mitson, una autoridad en la materia y editor del ICES CRR 209, quien avala dicho trabajo y cuestiona gravemente el efectuado por la empresa certificadora. Además entiende que tanto las revoluciones máximas del motor principal del buque (1800 rpm) como las del propulsor (188 rpm) son excesivas para un buque silencioso.



dB (ó 25 dB con la quilla abatida), para frecuencias por encima de 300 Hz, al radiado por el VE. Estos resultados contrastan con los obtenidos a 10 nudos de velocidad. A esta velocidad el CS sigue siendo más ruidoso pero la diferencia es mucho menor, de apenas 3 dB para frecuencias superiores a 1 kHz e, incluso, con la quilla recogida, el VE irradia 5dB más de ruido entre 50 y 300 Hz. La escasa diferencia entre ambos buques puede ser debida o bien a las altas revoluciones tanto del propio propulsor (188 rpm) como del motor (1800 rpm) así como a un problema de insonorización en la cabina de generación de energía. Puesto que la diferencia en firma acústica no es relevante y, en el peor de los casos, perjudicaría al CS, buque que ha detectado más cardúmenes, la intensidad en la emisión no parece ser el factor que explique las diferencias al igual que lo observado en Ona et al. (2007). No obstante, dado que este estudio no ha sido realizado bajo los estándares de medición de ruido irradiado, los resultados obtenidos deben ser observados de forma relativa, asumibles a efectos de comparación, y no como valores absolutos.

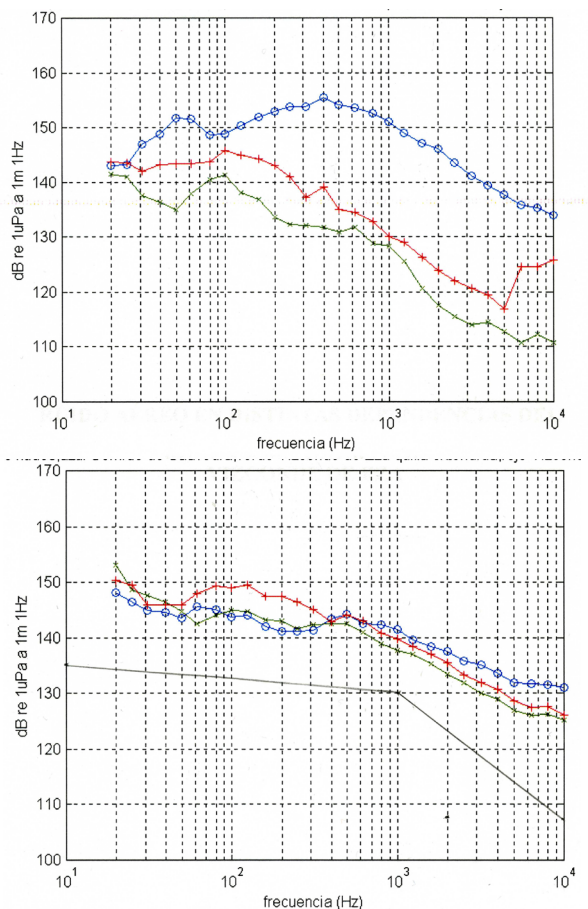


Figura 2.19.: Firma acústica de los B/O Cornide de Saavedra y Vizconde de Eza. En el panel superior, con ambos buques navegando a 4 nudos. En Azul la firma acústica correspondiente al Cornide de Saavedra; en rojo, la correspondiente al Vizconde de Eza con la quilla extendida y en verde con la quilla retraída. En el inferior, navegando a 10 nudos. En gris, el nivel de ruido irradiado recomendado en ICES 1995.



2.3.2. Pelacus0414-Intercal

Dada la abundancia detectada de cardúmenes y para favorecer el mayor número de comparaciones intra/inter buques tan sólo se prospectaron dos radiales en cada área tal como se indica en la tabla 2.13 y figura 2.20.

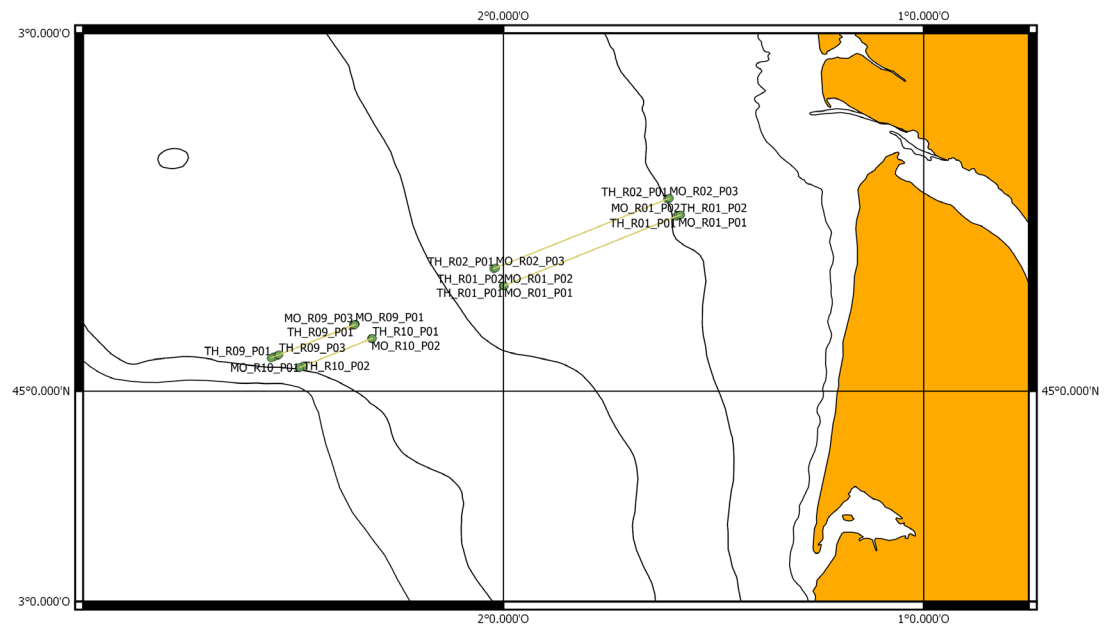


Figura 2.20.: Radiales prospectados en Pelacus0414-Intercal y puntos de inicio y final en cada pasada efectuada por ambos buques.

2.3.2.1. Comparación datos acústicos inter-buque

En la zona costera la mayoría de los cardúmenes detectados han sido de tamaño pequeño, (alrededor de 10 m² de área), pero con una distribución sesgada y con un valor de mediana para el área próximo a 4 m². Sin embargo no se apreciaron diferencias significativas entre los descriptores de los cardúmenes ni intra ni entre buques. Las frecuencias acumuladas de energía (s_A) para la frecuencia de 38 kHz así como el número de cardúmenes detectados en la primera prospección hecha en paralelo así como la función de densidad se muestran en la figura 2.21.



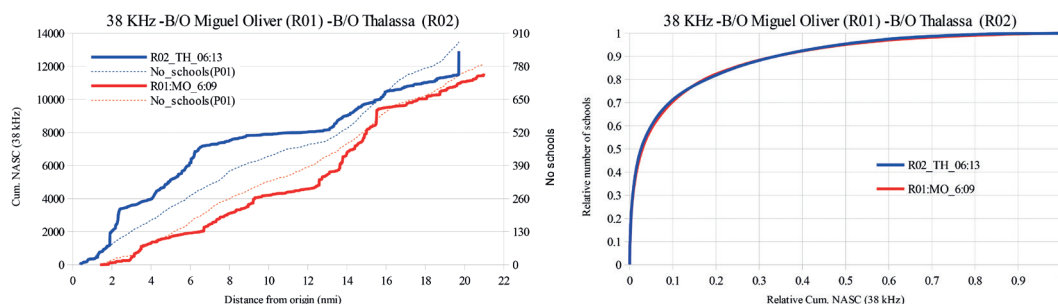


Figura 2.21.: En el panel de la izquierda, valores de energía (NASC) para la frecuencia de 38 kHz y número de cardúmenes (No schools) acumulados desde el inicio del transecto realizada en navegación paralela (R01_MO y R02_TH figurando también la hora de inicio). En el de la derecha, la FDA correspondiente. En azul los datos del TH y en rojo los del MO.

Los resultados obtenidos en ambas variables han sido similares. En la segunda navegación paralela (figura 2.22) si bien el número de cardúmenes ha sido similar, el valor acumulado de integración ha sido mayor en el MO.

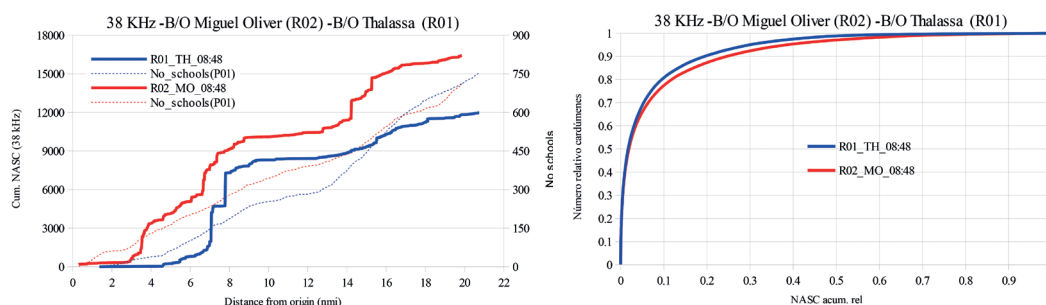


Figura 2.22.: En el panel de la izquierda, Valores de energía (NASC) para la frecuencia de 38 kHz y número de cardúmenes (No schools) acumulados desde el inicio del transecto realizada en navegación paralela (R02_MO y R01_TH, figurando también la hora de inicio). En el de la derecha, la función de densidad correspondiente. En azul los datos del TH y en rojo los del MO.

Sin embargo, en la zona costera las mayores diferencias en valores de energía acumulados se han observado en aquellas navegaciones lideradas por el MO, cuyos valores han sido mayores, no así el número de cardúmenes detectados.

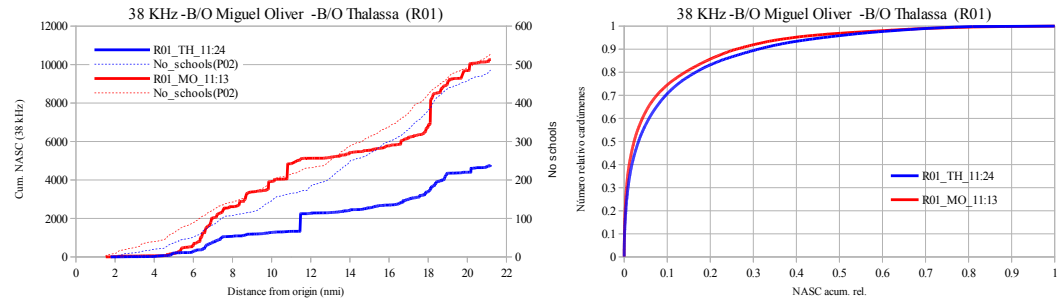


Figura 2.23.: En el panel de la izquierda, valores de energía (NASC) para la frecuencia de 38 kHz y número de cardúmenes (No schools) acumulados desde el inicio del transecto número 1 liderada por el MO. En el de la derecha, la FDA correspondiente. En azul los datos del TH y en rojo los del MO.

Por el contrario, en la navegación liderada por el TH ambos buques han obtenido similares valores de energía (figuras 2.23, 2.24 y 2.25). En ningún caso la energía relativa acumulada muestra diferencias, siendo las FDA muy semejantes en todos los casos.

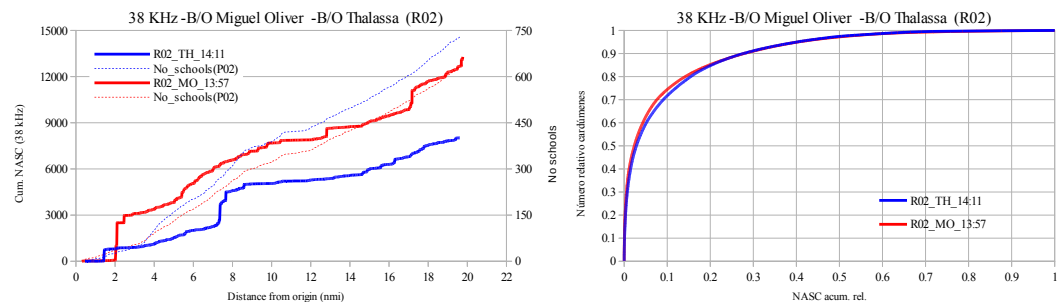


Figura 2.24.: En el panel de la izquierda, valores de energía (NASC) para la frecuencia de 38 kHz y número de cardúmenes (No schools) acumulados desde el inicio del transecto número 2. Navegación liderada por el MO. En el de la derecha, la FDA correspondiente. En azul los datos del TH y en rojo los del MO.

En la zona más distal (cerca del talud) las ecotrazas han sido mucho más variables. Además, la presencia del talud continental, con dirección NW-SE, también ha condicionado la distribución de los peces, mucho más concentrados en las zonas próximas al mismo.



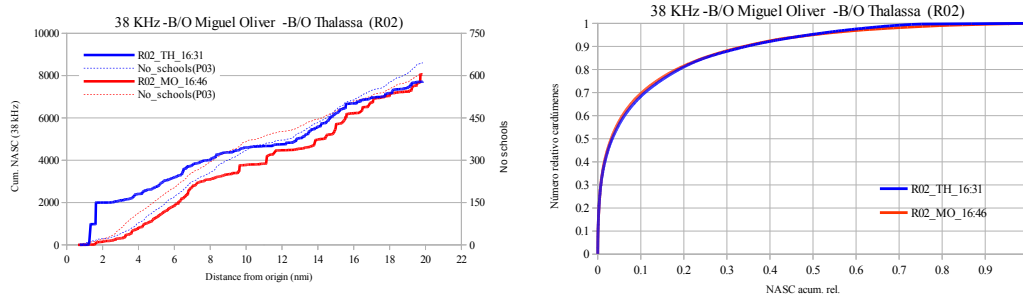


Figura 2.25.: En el panel de la izquierda, valores de energía (NASC) para la frecuencia de 38 kHz y número de cardúmenes (No schools) acumulados desde el inicio del transecto número 2 liderado por el TH. En el de la derecha, la FDA. En azul los datos del TH y en rojo los del MO.

En la primera navegación paralela (figura 2.26) a pesar de que el TH encontró más cardúmenes, el MO acumuló más energía aunque, las FDA son similares.

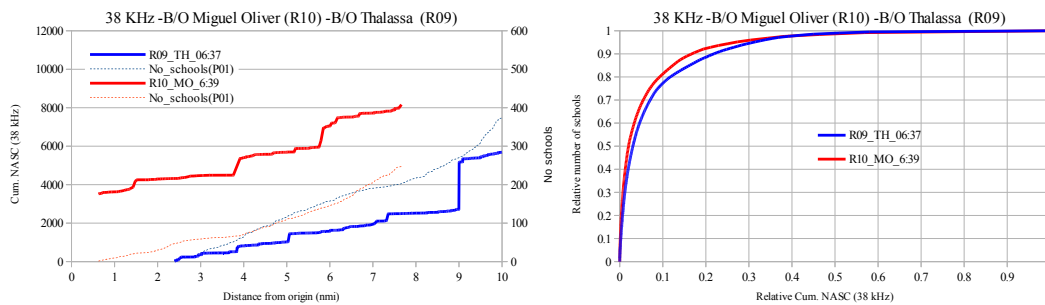


Figura 2.26.: En el panel de la izquierda, valores de energía (NASC) para la frecuencia de 38 kHz y número de cardúmenes (No schools) acumulados desde el inicio del transecto en navegación paralela (R10_MO y R09_TH, figurando también la hora de inicio). En el de la derecha, la FDA. En azul los datos del TH y en rojo los del MO.

Sin embargo, en la navegación complementaria, la FDA del MO ha sido más sesgada que la del TH (figura 2.27).



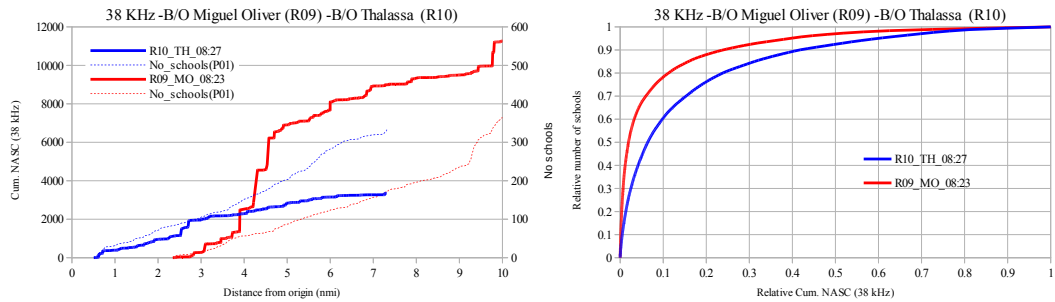


Figura 2.27.: En el panel de la izquierda, valores de energía (NASC) para la frecuencia de 38 kHz y número de cardúmenes (No schools) acumulados desde el inicio del transecto en navegación paralela (R09_MO y R10_TH, figurando también la hora de inicio). En el de la derecha, la FDA. En azul los datos del TH y en rojo los del MO.

Mientras que en el primero el 10% de los cardúmenes acumuló prácticamente el 90% de la energía, en el segundo éste no llegó al 80% de la energía, lo que también se ha traducido en diferencias importantes en valores acumulados de integración.

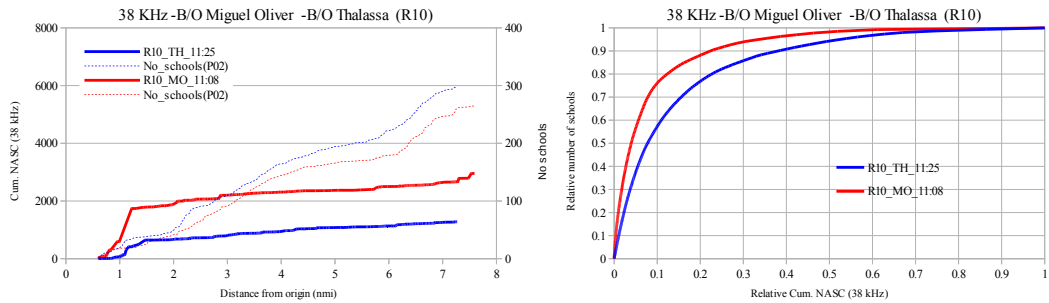


Figura 2.28.: En el panel de la izquierda, valores de energía (NASC) para la frecuencia de 38 kHz y número de cardúmenes (No schools) acumulados desde el inicio del transecto número 10 liderado por el MO. En el de la derecha, la FDA. En azul los datos del TH y en rojo los del MO.

Igualmente en las navegaciones lideradas por el MO, las FDA han sido diferentes, más sesgadas en el MO (figuras 2.28 y 2.29).



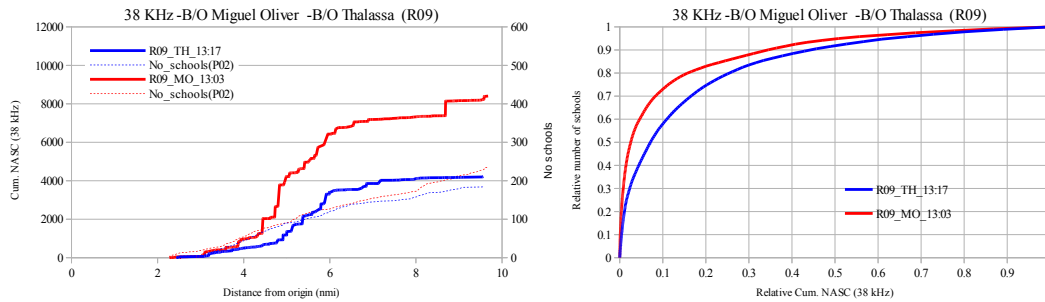


Figura 2.29.: En el panel de la izquierda, valores de energía (NASC) para la frecuencia de 38 kHz y número de cardúmenes (No schools) acumulados desde el inicio del transecto número 09 liderado por el MO. En el de la derecha, la FDA. En azul los datos del TH y en rojo los del MO

Por el contrario, en las lideradas por el TH, las FDA han sido semejantes, aunque en la realizada al radial 10, el MO volvió a acumular más energía (figuras 2.30 y 2.31).

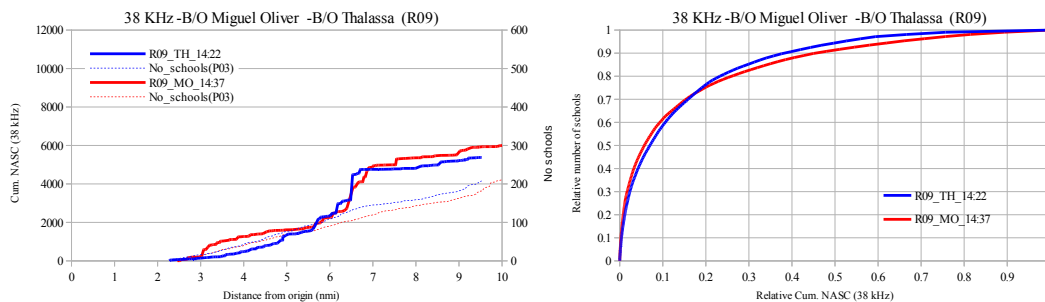


Figura 2.30.: En el panel de la izquierda, valores de energía (NASC) para la frecuencia de 38 kHz y número de cardúmenes (No schools) acumulados desde el inicio del transecto número 09 liderado por el TH. En el de la derecha, la FDA. En azul los datos del TH y en rojo los del MO.

Sin embargo, tal como se muestra en la figura 2.32 y tabla 2.14, no se han apreciado diferencias en los valores medios de integración por milla,



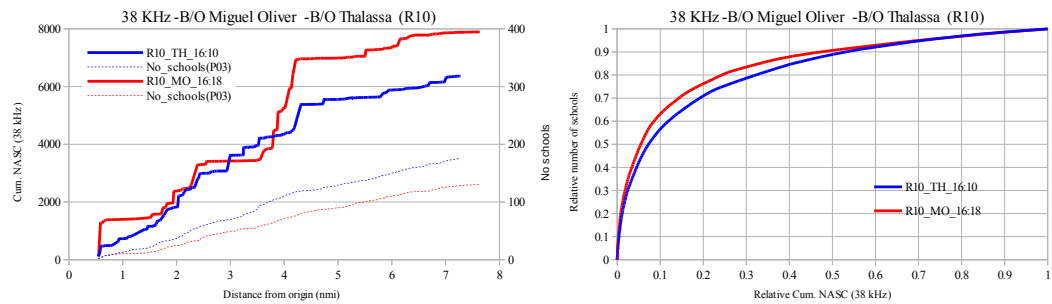
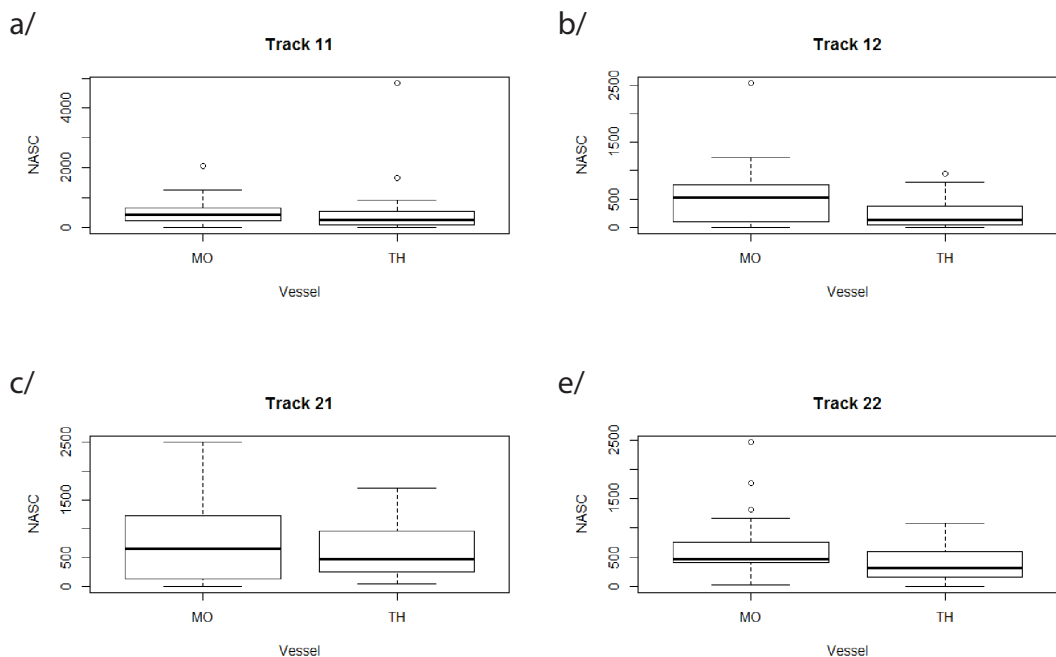
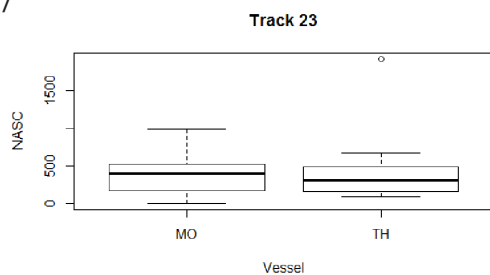


Figura 2.31.: En el panel de la izquierda, valores de energía (NASC) para la frecuencia de 38 kHz y número de cardúmenes (No schools) acumulados desde el inicio del transecto número 09 liderado por el TH. En el de la derecha, la FDA. En azul los datos del TH y en rojo los del MO

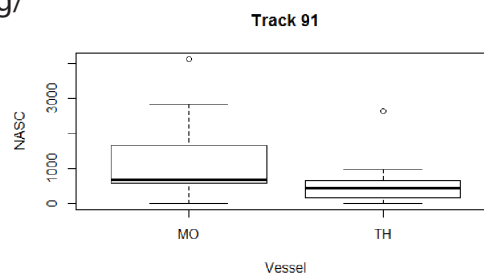
por lo que si bien en valor acumulado ha sido generalmente superior en el MO, no existen diferencias entre los valores promedio ni inter-barcos ni intra-barco.



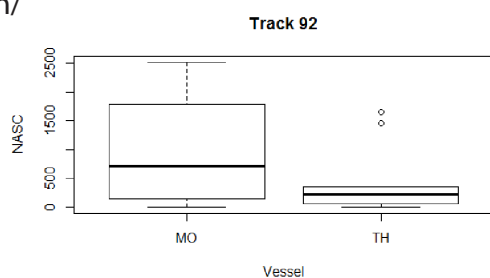
f/



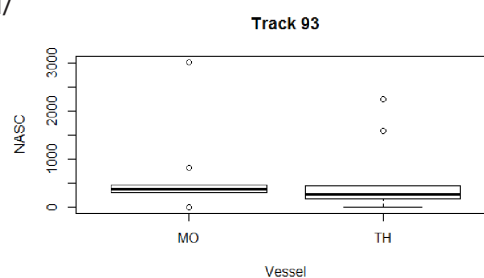
g/



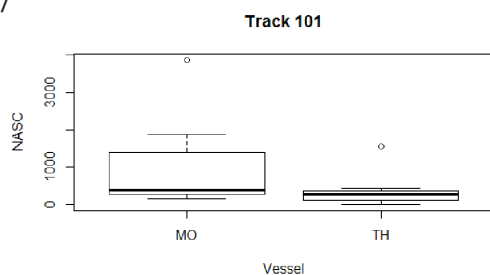
h/



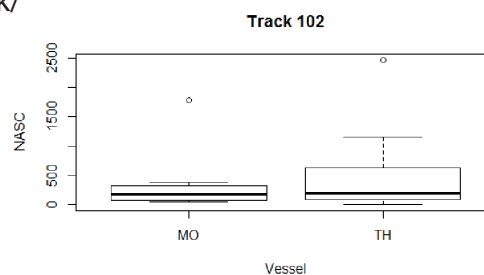
i/



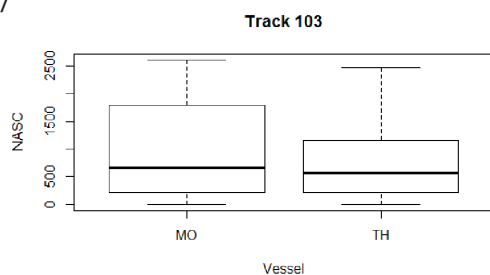
j/



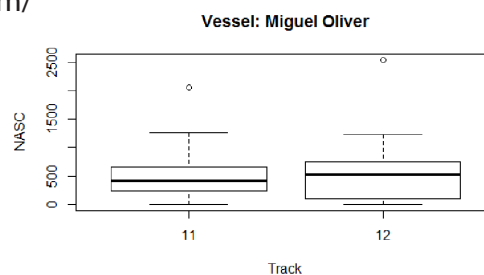
k/



l/



m/



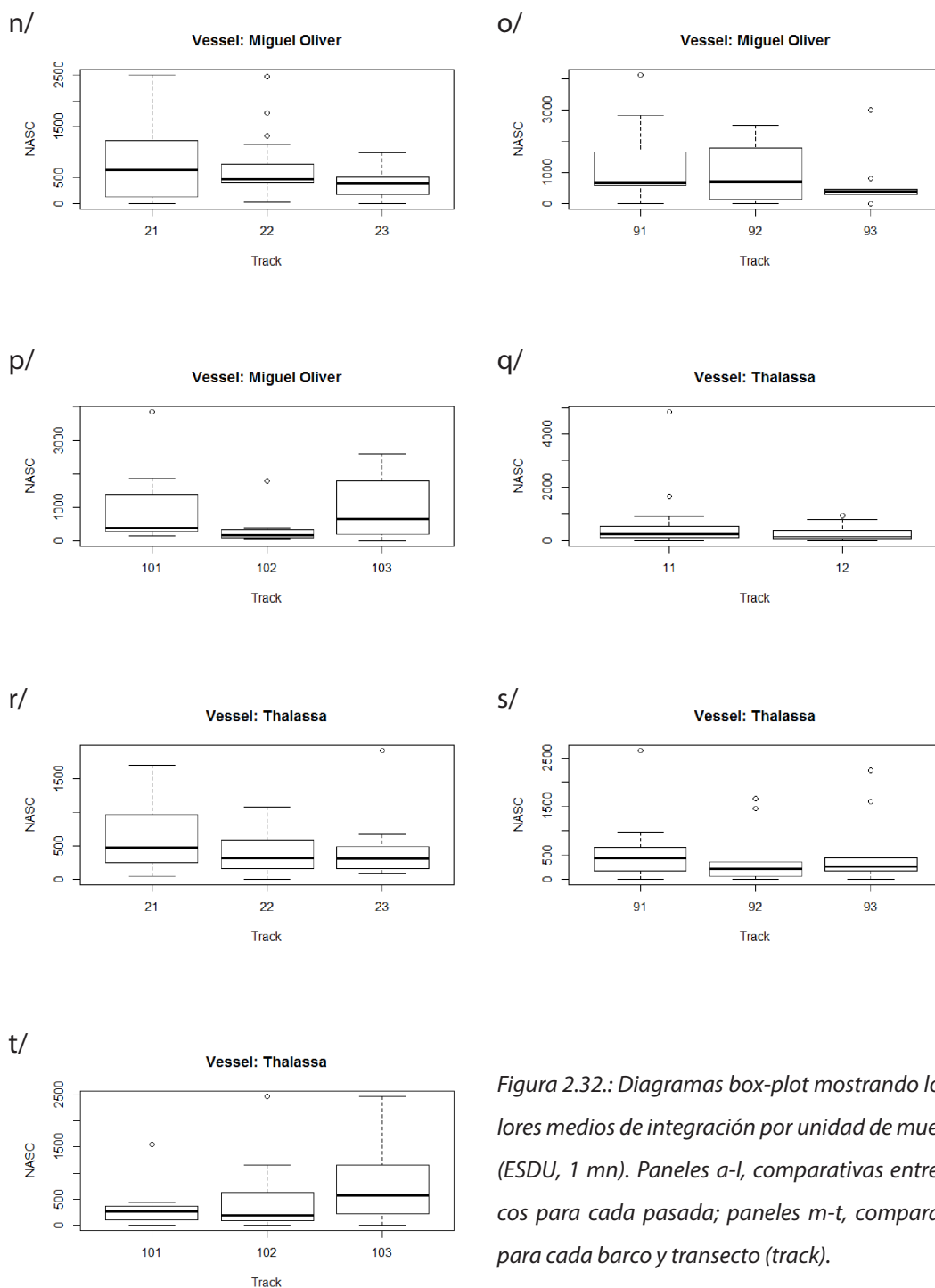


Figura 2.32.: Diagramas box-plot mostrando los valores medios de integración por unidad de muestreo (ESDU, 1 mn). Paneles a-l, comparativas entre barcos para cada pasada; paneles m-t, comparativas para cada barco y transecto (track).



Tabla 2.13.: *Pelacus0414-Intercal. Día, número de transecto, hora de inicio, dirección (hacia costa o hacia el talud) y tipo de comparación (navegación paralela o liderada y qué buque)*

Radial	Fecha	R/V Thalassa			R/V Miguel Oliver			Comentarios
		Trans.	Hora	Dir	Trans	Hora	Dir	
1	11/04	R02	06:13	Costa	R01	06:10	Costa	Navegación en paralelo
2	11/04	R01	08:49	Talud	R02	08:48	Talud	Navegación en paralelo
3	11/04	R01	11:24	Costa	R01	11:13	Costa	Mismo transecto, MO lidera
4	11/04	R02	14:11	Talud	R02	13:57	Talud	Mismo transecto, MO lidera
5	11/04	R02	16:31	Costa	R02	16:46	Costa	Mismo transecto, TH lidera
6	13/04	R09	06:37	Talud	R10	06:39	Talud	Navegación en paralelo
7	13/04	R10	08:27	Costa	R09	08:23	Costa	Navegación en paralelo
8	13/04	R10	11:25	Talud	R10	11:12	Talud	Mismo transecto, MO lidera
9	13/04	R09	13:17	Costa	R09	13:04	Costa	Mismo transecto, MO lidera
10	13/04	R09	14:22	Talud	R09	14:37	Talud	Mismo transecto, TH lidera
11	13/04	R10	16:10	Costa	R10	16:18	Costa	Mismo transecto, TH lidera

Tabla 2.14.: *Valores del test ANOVA Kruskal-Wallis realizado a: panel superior, comparativa entre buques mostrando el resultado para cada transecto; centro para el Miguel Oliver; y abajo, para el Thalassa.*

	RA01		RA02			RA09			RA10		
	1 st	2 nd	1 st	2 nd	3 rd	1 st	2 nd	3 rd	1 st	2 nd	3 rd
p	0.1589	0.05589	0.8924	0.1156	0.7346	0.2508	0.1851	0.3311	0.1152	0.8542	0.713

Buque Miguel Oliver

	RA01	RA02	RA09	RA10
p	0.7247	0.2438	0.5971	0.1278

Buque Thalassa

	RA01	RA02	RA09	RA10
p	0.1743	0.2065	0.6363	0.4742

2.3.2.2. Comparación datos acústicos intra-buque

Los gráficos con las FDA se muestran en las figuras 2.33 y 2.34. Aunque las diferencias en valores acumulados han sido importantes, no se han apreciado diferencias en las FDA ni tampoco hubo diferencias significativas en el valor medio de integración (ANOVA Kruskal Wallis, tabla 2.14).

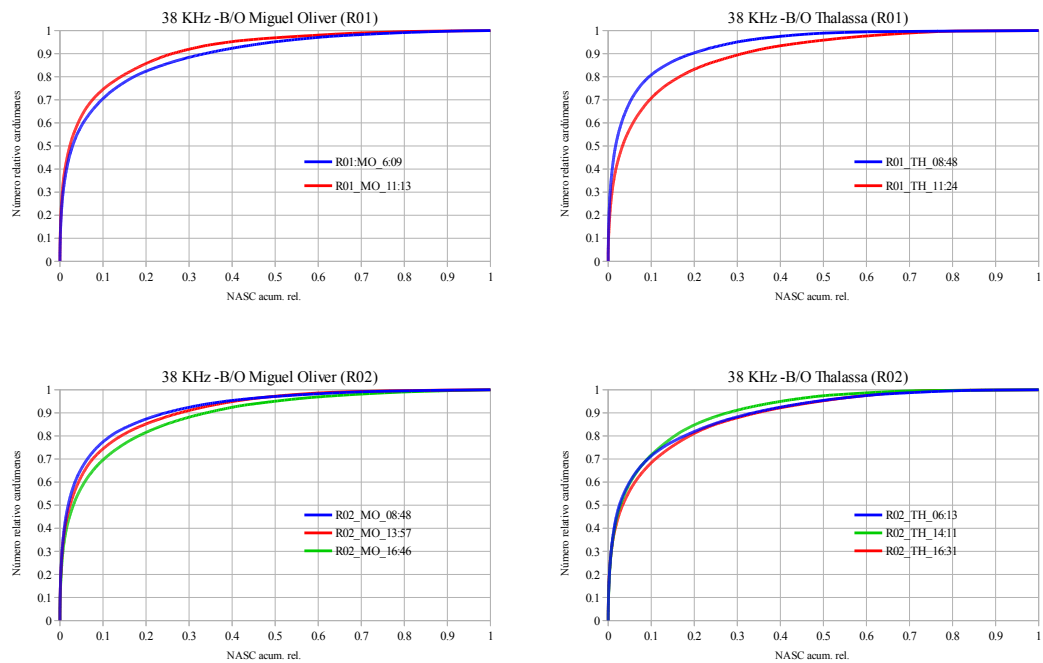


Figura 2.33.: FDA Para cada buque y radial en la zona costera.



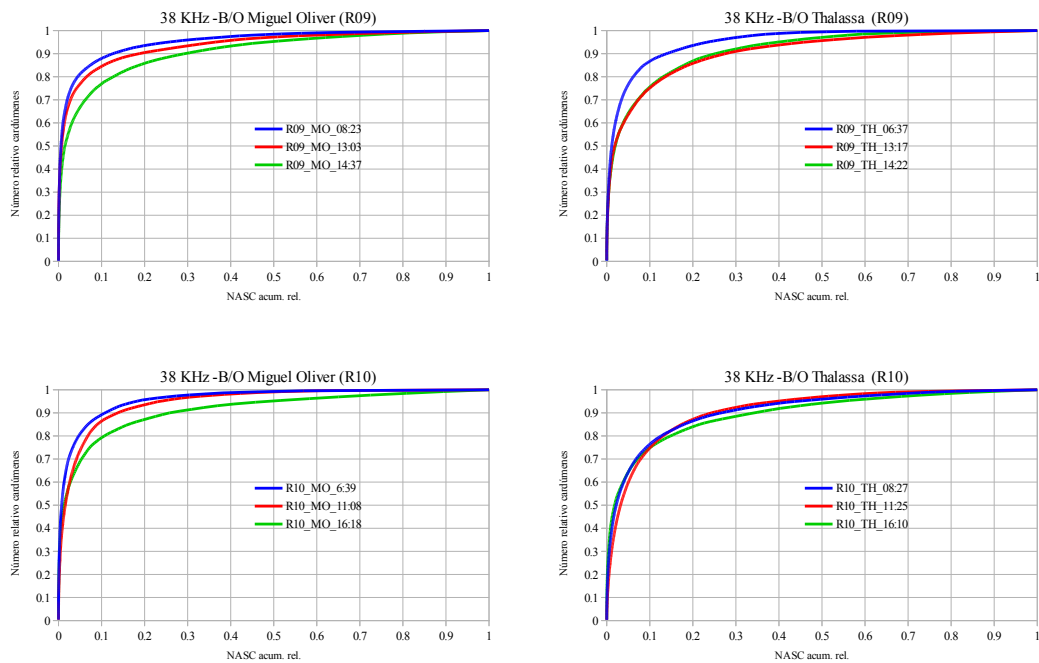


Figura 2.34.: FDA Para cada buque y radial en la zona costera.

2.3.2.3. Pescas

En total se han hecho 15 pares de pescas. Las principales características de las mismas se muestran en la tabla 2.15. Conforme a la profundidad, la zona se ha dividido en tres estratos: costero, con profundidad inferior a 60 m; medio, con profundidad entre 60 y 90 m; y profundo, con las estaciones hechas a más de 125 m de profundidad (figura 2.35).



Figura 2.35.: Localización de las estaciones de pesca. En azul, las realizadas por el TH; en rojo las hechas por el MO.



11 pescas se han realizado de forma simultánea. La velocidad de arrastre ha sido ligeramente superior en el TH, si bien no hubo diferencias significativas entre ambos buques (t -test, $p=0.1124$, figura 2.36), por lo que ambos buques recorrieron casi la misma distancia.

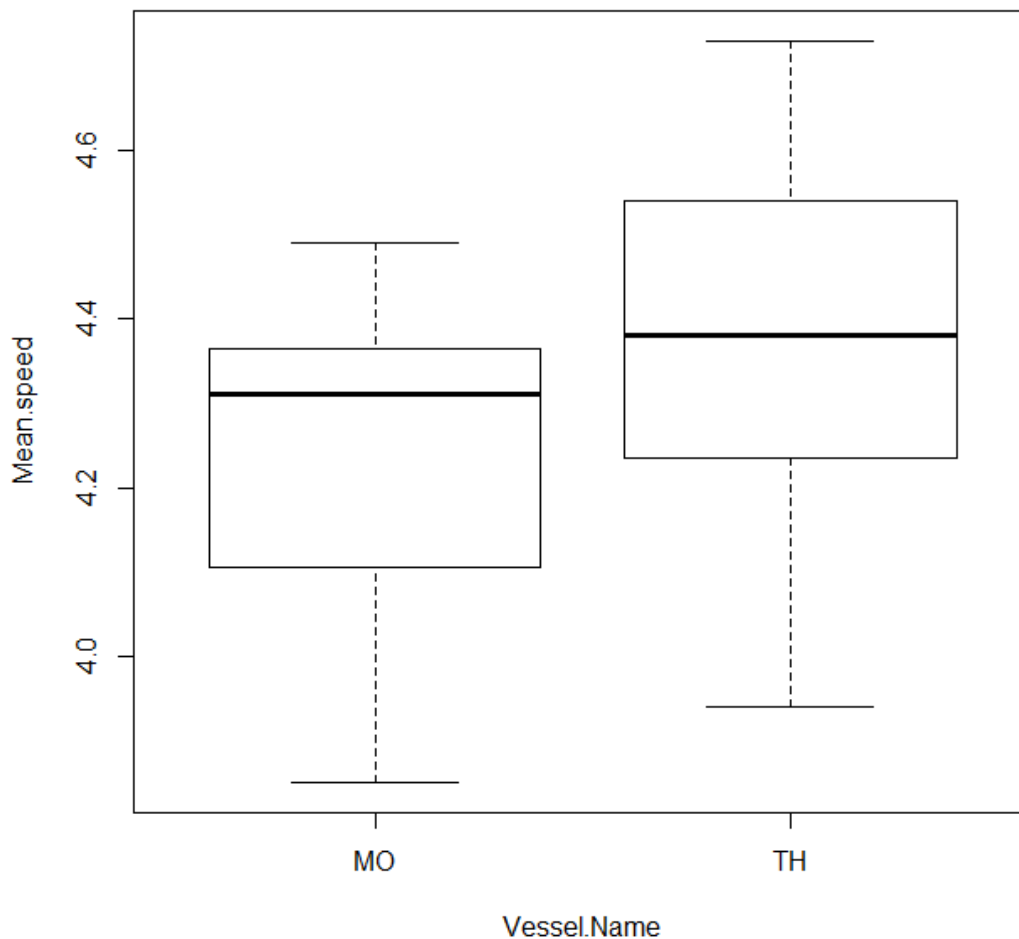


Figura 2.36.: Box-plot con las velocidades medias de arrastre para cada buque.

Tabla 2.15.: Características principales de las estaciones de pesca llevadas a cabo en Pelacus044-Intercal. Número (No); día; hora de comienzo efectivo de la pesca; Profundidad en metros; latitud inicio; longitud inicio; hora final efectiva; profundidad (m) final; latitud final; longitud; distancia arrastrada en millas; Velocidad media de arrastre (nudos); Energía ecointegrada (NASC) y comentarios sobre tipo de pesca (Paralelo o buque que lideró).

R/V MIGUEL OLIVER										R/V THALASSA														
Principio					Fin					Principio					Fin									
No	Día	Hora	Prof.	Latitud	Longitud	Hora	Prof.	Latitud	Longitud	Dis.	V.	NASC	Hora	Prof.	Latitud	Longitud	Dis.	V.	NASC	Coment.				
1	12	07:42	53	45º25.50 N	1º40.72 W	08:02	55	45º26.86 N	1º41.28 W	1.40	4.35	2659.06	06:55	55	45º26.39 N	1º48.77 W	07:31	58	45º27.91 N	1º41.32 W	1.56	4.58	2570.69	Paralelo
2	12	09:07	65	45º29.80 N	1º47.21 W	09:27	63	45º23.58 N	1º46.58 W	1.46	4.27	2239.14	09:14	67	45º23.99 N	1º47.21 W	09:35	67	45º22.58 N	1º46.71 W	1.44	4.23	1056.34	Paralelo
3	12	12:11	84	45º18.98 N	1º57.31 W	12:31	83	45º19.68 N	1º55.64 W	1.42	4.06	1098.35	12:15	85	45º19.01 N	1º56.69 W	12:50	81	45º19.08 N	1º54.09 W	1.50	4.45	1118.49	Paralelo
4	12	14:34	81	45º19.59 N	1º54.80 W	14:49	85	48º18.96 N	1º56.02 W	1.14	4.37	221.75	14:32	84	45º19.37 N	1º55.74 W	15:01	88	45º18.71 N	1º57.00 W	0.92	4.42	932.39	TH
5	12	16:27	83	45º18.73 N	1º57.18 W	16:42	83	45º19.31 N	1º55.87 W	1.11	4.15	420.03	16:31	84	45º18.82 N	1º57.38 W	17:01	83	45º19.92 N	1º55.87 W	0.99	3.94	249.04	MO
6	14	07:07	125	45º05.80 N	2º25.56 W	07:27	125	45º07.10 N	2º26.55 W	1.49	4.31	2772.69	07:09	125	45º06.43 N	2º25.15 W	07:44	125	45º07.75 N	2º26.21 W	1.42	4.24	221.10	Paralelo
7	14	09:02	125	45º05.59 N	2º32.26 W	09:22	125	45º06.69 N	2º30.88 W	1.53	4.39	446.06	09:05	128	45º05.49 N	2º31.45 W	09:41	128	45º06.58 N	2º30.84 W	1.18	4.34	319.42	Paralelo
8	14	13:13	126	45º09.48 N	2º21.39 W	13:28	127	45º08.82 N	2º22.71 W	1.18	4.32	7092.16	13:14	128	45º08.86 N	2º22.25 W	13:43	129	45º08.35 N	2º23.45 W	1.10	3.95	2669.81	TH
9	14	15:58	128	45º08.69 N	2º21.49 W	16:13	127	45º07.74 N	2º22.22 W	1.17	4.36	1404.57	16:04	129	45º06.46 N	2º21.82 W	16:20	127	45º07.44 N	2º22.67 W	1.19	4.70	1001.94	MO
10	15	06:51	126	45º06.72 N	2º28.31 W	07:12	126	45º26.08 N	2º30.41 W	1.65	4.49	118.66	06:50	127	45º06.97 N	2º28.97 W	07:25	127	45º06.29 N	2º30.93 W	1.54	4.64	310.64	Paralelo
11	15	08:39	126	45º06.91 N	2º29.13 W	08:59	125	45º06.39 N	2º31.09 W	1.47	4.39	238.63	08:43	126	45º06.65 N	2º29.59 W	09:03	128	45º05.53 N	2º31.51 W	1.49	4.50	1156.29	Paralelo
12	15	12:45	84	45º15.58 N	1º56.85 W	13:00	84	45º19.09 N	1º58.06 W	1.01	3.91	1384.76	12:45	85	45º19.11 N	1º56.66 W	13:15	88	45º18.60 N	1º57.91 W	1.13	4.02	637.21	Paralelo
13	15	16:42	73	45º22.38 N	1º48.44 W	16:57	75	45º21.80 N	1º49.66 W	1.05	4.15	881.68	16:44	75	45º21.81 N	1º48.44 W	17:14	79	45º21.18 N	1º49.85 W	1.35	4.73	560.08	Paralelo
14	16	06:13	52	45º23.18 N	1º36.94 W	06:33	52	45º24.31 N	1º37.86 W	1.29	3.85	4598.70	06:12	54	45º22.69 N	1º37.31 W	06:46	55	45º23.92 N	1º38.39 W	1.37	4.30	1194.21	Paralelo
15	16	08:37	43	45º31.60 N	1º33.43 W	08:52	42	45º30.62	1º32.94 W	1.05	4.02	4281.37	08:37	44	45º31.64 N	1º34.61 W	09:08	44	45º30.54 N	1º33.56 W	1.19	4.38	4708.23	Paralelo

2.3.2.3.1. Disponibilidad

Las dimensiones de la boca del arte del TH, con una apertura horizontal de cerca de 60 m frente a los 32-34 m del MO, hizo que el volumen de agua filtrado por el primero sea casi del doble. Además, el tipo de relinga inferior que porta el arte del MO, con discos de caucho, hace que las especies demersales sean más accesibles a este buque; son especialmente significativas las diferencias en captura de jurel, mucho más accesible al MO que al TH así como merluza, caballa y estornino. La composición específica obtenida por cada buque se muestra en la tabla 2.16. La mayor captura de anchoa por parte de este último, especie que por su comportamiento, es mucho más accesible al arte de este buque, capturando un 57% más en número; así mismo este buque también pescó más sardina y espadín. Por otra parte, las especies con comportamiento más demersales han sido más accesibles al MO.

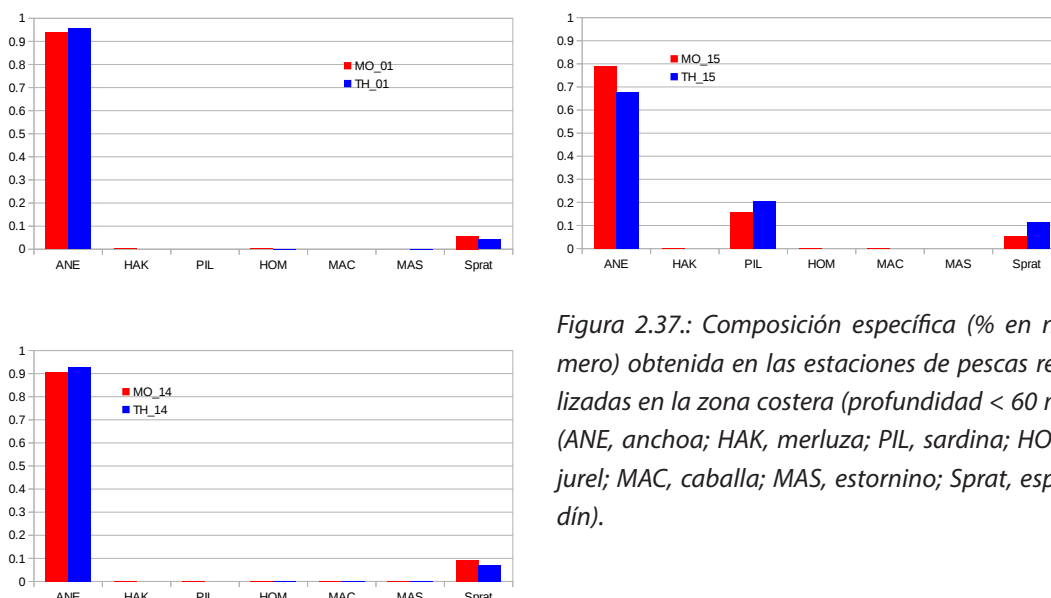


Figura 2.37.: Composición específica (% en número) obtenida en las estaciones de pesca realizadas en la zona costera (profundidad < 60 m). (ANE, anchoa; HAK, merluza; PIL, sardina; HOM, jurel; MAC, caballa; MAS, estornino; Sprat, espadín).

En el estrato más costero, tanto el patrón de agregación como el número de cardúmenes detectado por cada barco ha sido similar (figura 2.37). Sin embargo en el lance número 14, el TH tuvo un valor de integración inferior; además durante la pesca 15, los cardúmenes detectados por el MO se encontraron más cerca del fondo (figura 2.38).



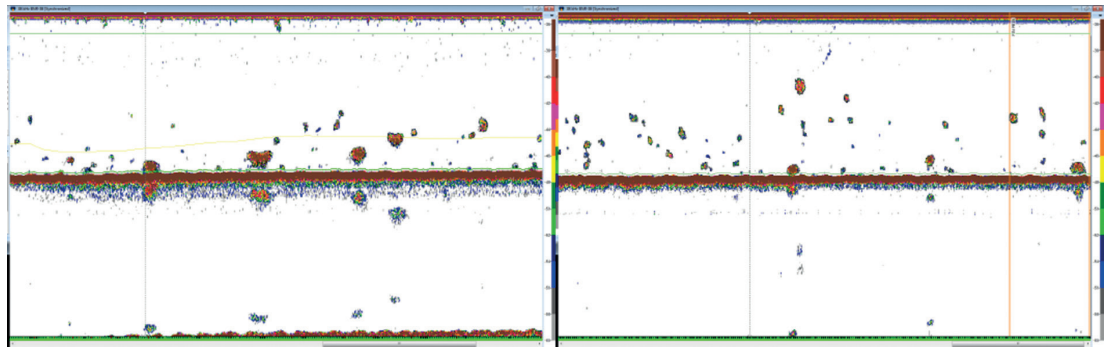
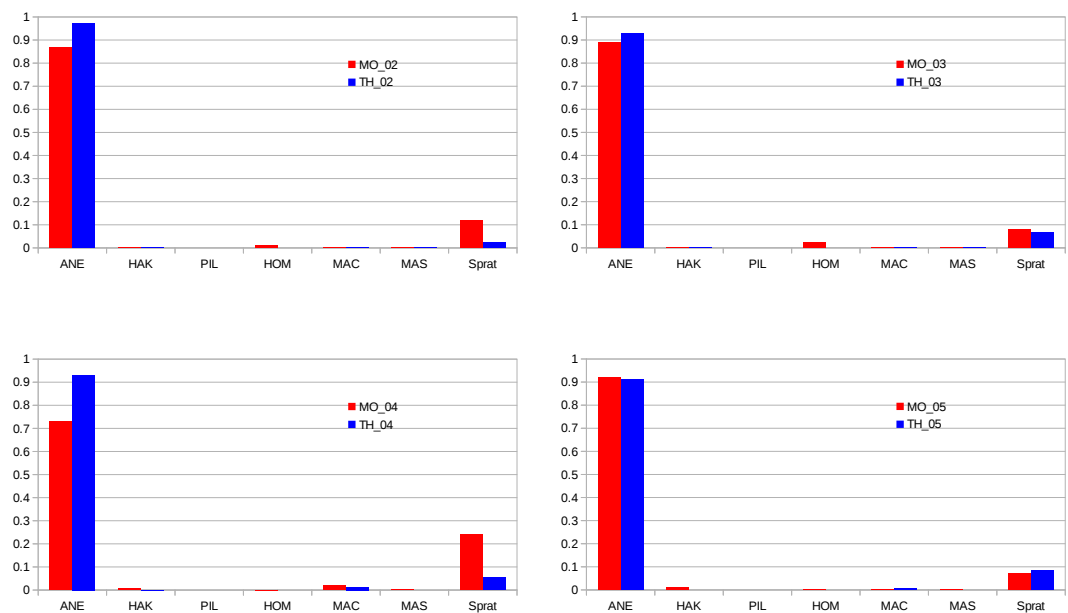


Figura 2.38.: Ecograma para la frecuencia de 38 kHz durante la pesca 15. A la izquierda, MO; a la derecha, TH.

En el estrato intermedio (60-90 m de profundidad) las capturas en porcentaje han sido similares. Sin embargo en la pesca 4, liderada por el TH, las diferencias en proporción de especies han sido significativas (figura 2.39).



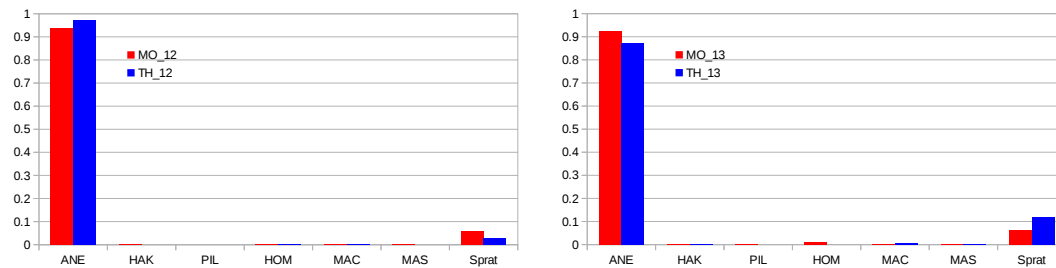


Figura 2.39.: Composición específica (% en número) obtenida en las estaciones de pesca realizadas en la zona intermedia (profundidad entre 60-90 m). (ANE, anchoa; HAK, merluza; PIL, sardina; HOM, jurel; MAC, caballa; MAS, estornino; Sprat, espadín).

En esta estación el MO pescó un 20% menos de anchoa que el TH, siendo esta proporción incluso inferior a la media obtenida en las pescas efectuadas por este buque en este estrato. También el número de cardúmenes detectados por el MO ha sido inferior (figura 2.40).

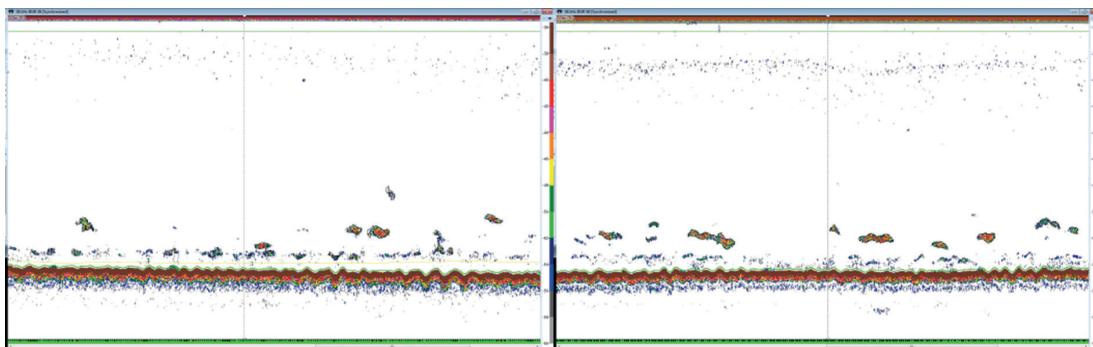


Figura 2.40.: Ecograma para la frecuencia de 38 kHz durante la pesca 4. A la izquierda, MO; a la derecha, TH.

Finalmente en el estrato más profundo, la presencia de cardúmenes ocasionales de sardina y especialmente de jurel, ha dificultado extraer conclusiones (figura 2.41).



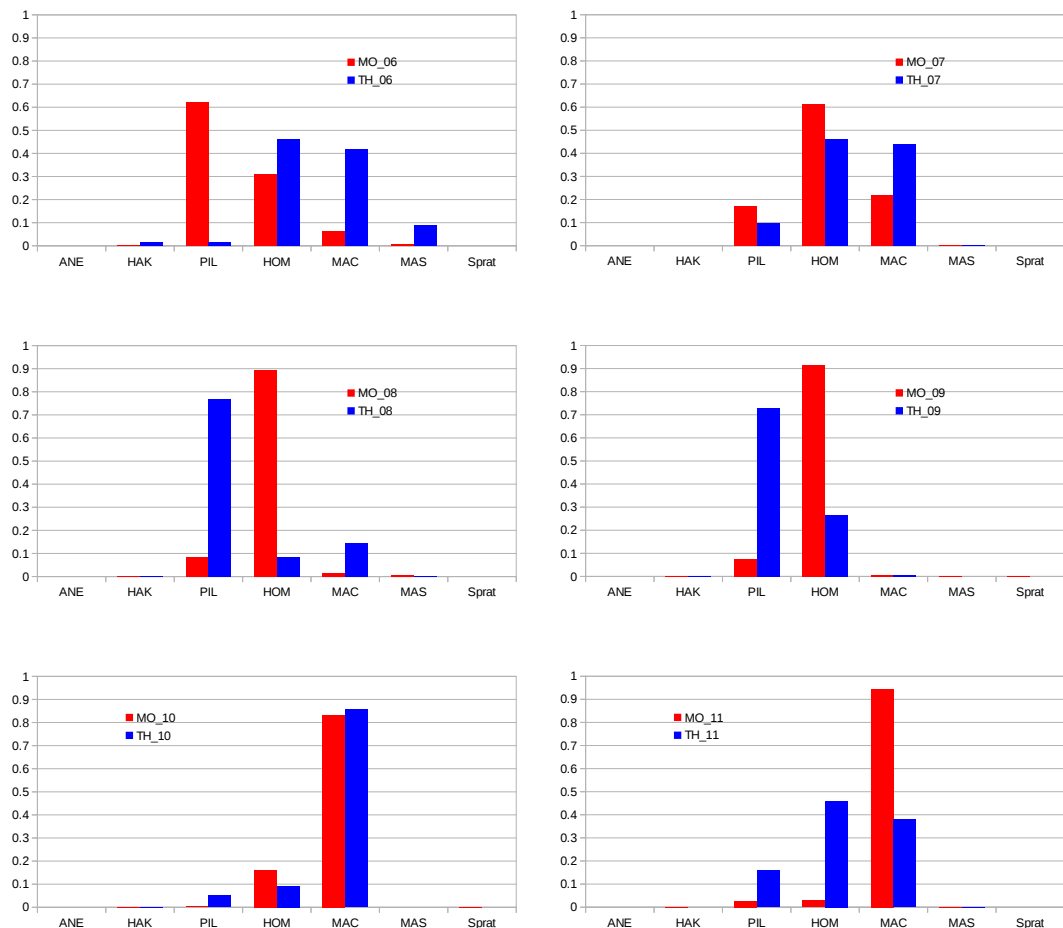


Figura 2.41.: Composición específica (% en número) obtenida en las estaciones de pescas realizadas en el estrato más profundo (profundidad > 125 m). (ANE, anchoa; HAK, merluza; PIL, sardina; HOM, jurel; MAC, caballa; MAS, estornino; Sprat, espadín).

Así por ejemplo en la estación 8, el MO detectó un gran cardumen de jurel sobre el fondo que condicionó tanto los valores de integración ($7092 \text{ m}^2 \text{mn}^{-2}$ integrados por el MO frente a los $2670 \text{ m}^2 \text{mn}^{-2}$ del TH) como la proporcionalidad en las especies; además en esta pesca, algunos cardúmenes detectados por el MO se encontraban entre aguas, claramente inaccesibles al arte (figura 2.42).

En la pesca 10, realizada de forma simultánea, 19 echotrazas (45% del total en el caso del MO y el 42% en el del TH) tuvieron una frecuencia de respuesta compatible



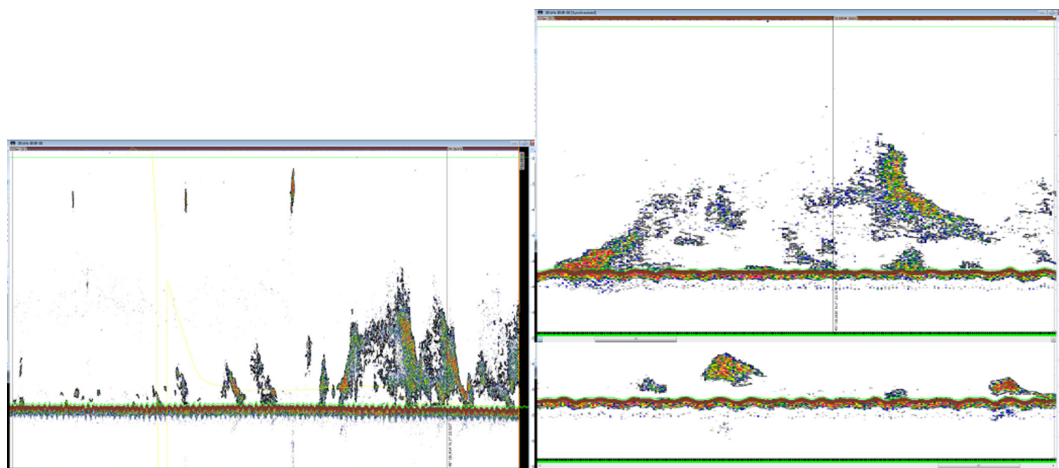


Figura 2.42.: Ecograma para la frecuencia de 38 kHz durante la pesca 8. A la izquierda, MO; a la derecha, TH.

con la de los cardúmenes de caballa (Korneliussen et al., 2009; Gorska et al., 2007) obteniendo ambos buques similares resultados (figura 2.43). Por el contrario, en la pesca 11, el 52 % (11 de 21) de los cardúmenes detectados por el MO tenían una frecuencia de respuesta similar a la de los cardúmenes de caballa mientras que en el caso del TH este porcentaje sólo ha sido del 3% (3 de 88), de ahí que las diferencias en la proporción de especies haya sido significativa.

En general, teniendo en cuenta las pescas realizadas de forma simultánea, no parece haber diferencias en cuanto a disponibilidad, por lo que el efecto buque en las pescas, de existir, es de una entidad inferior a la probabilidad de encuentro de un cardumen determinado. No obstante, las diferencias en tipo de arte si pueden tener un efecto en cuanto a la accesibilidad, en especial para aquellas especies con comportamiento más demersal como el jurel o la merluza.

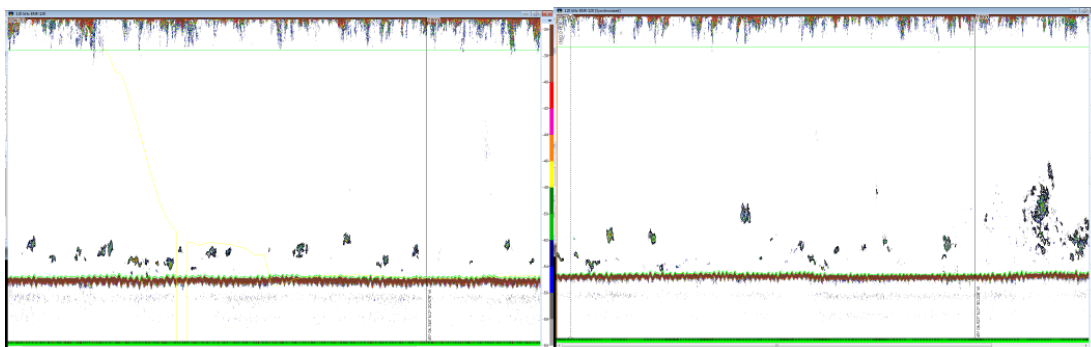


Figura 2.43.: Ecograma para la frecuencia de 38 kHz durante la pesca 11. A la izquierda, MO; a la derecha, TH.



2.3.2.3.2. Accesibilidad y capturabilidad

En la figura 2.44 se muestra la función de densidad de las distribuciones de tallas de anchoa capturadas en la zona costera. En ninguna de las tres pescas se observaron diferencias significativas en la distribución de tallas ni en la talla media. En el mismo estrato, sardina fue capturada únicamente en la pesca 15 y tampoco se han apreciado diferencias significativas (figura 2.45), como tampoco se han apreciado para espadín (figura 2.46) o para caballa (figura 2.47).

Tabla 2.16.: Lista faunística obtenida en Pelacus0414-lintercalibración. Se incluye el número de lances en los que cada especie fue capturada.

Miguel Oliver			Thalassa		
Especie	Nº pescas	Nº	Especie	Nº pescas	Nº
<i>Chelidonichthys cuculus</i>	1	1			
<i>Engraulis encrasicolus</i>	9	244442	<i>Engraulis encrasicolus</i>	9	384276
<i>Illex coindetii</i>	1	na	<i>Illex coindetii</i>	1	na
<i>Merluccius merluccius</i>	13	380	<i>Merluccius merluccius</i>	8	89
<i>Petromyzon marinus</i>	1	1			
<i>Pollachius pollachius</i>	3	6			
<i>Raja spp</i>	1	4			
<i>Sardina pilchardus</i>	8	20211	<i>Sardina pilchardus</i>	7	24247
<i>Scomber colias</i>	12	452	<i>Scomber colias</i>	9	331
<i>Scomber scombrus</i>	14	18270	<i>Scomber scombrus</i>	13	15973
<i>Sprattus sprattus</i>	9	21203	<i>Sprattus sprattus</i>	9	24787
<i>Trachinus draco</i>	2	3			
<i>Trachurus trachurus</i>	15	53815	<i>Trachurus trachurus</i>	9	15024
			<i>Trigla lyra</i>	1	10
<i>Trisopterus luscus</i>	1	1			
<i>Trisopterus minutus</i>	1	23			
<i>Zeus faber</i>	3	3			

En el estrato intermedio, las tallas de anchoa han sido más diversas, variando las tallas medias entre los 13.7 y los 16 cm. En este estrato en tres de los pares de comparación las diferencias observadas en las distribuciones de tallas han sido signifi-



cativas (pescas 2, 4 y 13), siendo similares en las otras tres (figura 2.48). En el caso de espadín a pesar de no haber diferencias en talla media, en cuatro de las estaciones las diferencias en distribuciones de tallas han sido significativas (pescas 3, 4, 12 y 13, figura 2.49). En el caso de caballa, las mayores diferencias se han observado en la pesca 4 en la que el MO capturó individuos con una frecuencia de tallas bimodal, la mayoría de ellos con talla media superior a los 22 cm, mientras que el TH sólo capturó a los individuos de esa primera moda de tallas (figura 2.50).

En la zona más distal en la que no había ni anchoa ni espadín, las frecuencias de talla de sardina han sido similares excepto en la pesca 6 donde hubo diferencias significativas (figura 2.51). En el caso de jurel, al haber dos modas, una entre los 12.5-13 cm y la otra entre los 16-17.5 cm, la probabilidad de capturar individuos de una u otra condicionó los resultados, si bien en tres de ellas (6, 7 y 8) no se apreciaron diferencias significativas en frecuencia de tallas (figura 2.52). De igual manera en algunas de las pescas de caballa, la presencia de al menos dos modas condicionó el resultado habiendo tres pescas (9, 10 y 11) sin diferencias en frecuencia de tallas (figura 2.53). En el caso del estornino, tan sólo en la pesca 6 ambos buques capturaron suficiente número de ejemplares para establecer una comparación. En este caso las diferencias no han sido significativas (figura 2.54).

Para las comparaciones intra-barco se han elegido estaciones por proximidad espacial. Los pares de comparación se muestran en la tabla 2.17. En el estrato costero los pares de comparación se han llevado a cabo en diferente día, lo que pudo haber condicionado los resultados. Así para la anchoa a pesar de que en los pares de comparación inter barcos no se apreciaron diferencias significativas, el factor tiempo parece ser importante, obteniéndose distribuciones de tallas que en todos los casos mostraron diferencias significativas (figura 2.55). Lo mismo se ha observado para espadín en este estrato si bien en la comparación entre las pescas 2 y 13 hechas por el TH no hubo diferencias (figura 2.56).

En el estrato intermedio, de nuevo en anchoa, salvo la comparación entre las pescas 3 y 4 del TH, las diferencias han sido significativas (figura 2.57). Para espadín las distribuciones de tallas obtenidas en las pescas 3 y 4 del MO y la 06 y 12 del TH no presentaron diferencias significativas (figura 2.58). De igual modo, para la caballa las diferencias entre las pescas 03 y 04 efectuadas por el MO han sido significativas (figura 2.59).

En el estrato profundo, las distribuciones de talla de sardina no han presentado diferencias significativas (2.60). Sin embargo en jurel, en todos los pares comparación



de pescas, salvo para el par 8 y 9 del MO, las diferencias han sido significativas. (figura 2.61). En el caso de caballa, entre las pescas 10 y 11 no se apreciaron diferencias significativas en la distribución de tallas pero si las hubo en el par de comparación entre las pesca 8 y 9 efectuadas por el MO (2.62).

Tabla 2.17.: Pares de pescas por estrato elegidos para comparaciones intra-buque.

Strata	Pair comparison
Coastal	FST02-FST13
	FST01-FST14
Middle	FST03-FST04
	FST05-FST12
Deeper	FST08-FST09
	FST10-FST11

Dadas las diferencias observadas en distribuciones de tallas tanto en las comparativas intra como inter-buques, no se puede concluir que en este caso exista un efecto que afecte a la capturabilidad que distorsione la distribución de tallas y tallas medias obtenidas en las pescas llevadas a cabo por el MO y por el TH. No obstante, podría haber una mayor accesibilidad al jurel por parte del arte del MO.

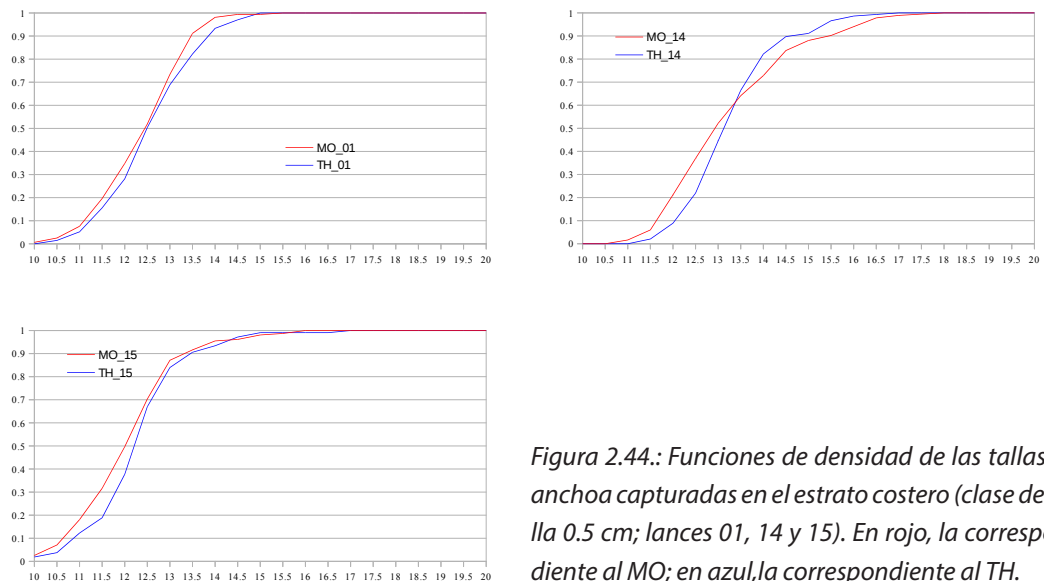


Figura 2.44.: Funciones de densidad de las tallas de anchoa capturadas en el estrato costero (clase de talla 0.5 cm; lances 01, 14 y 15). En rojo, la correspondiente al MO; en azul, la correspondiente al TH.



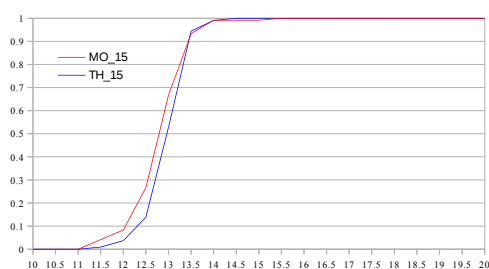


Figura 2.45.: Funciones de densidad de las tallas de sardina capturadas en el estrato costero (clase de talla 0.5 cm; lance 15). En rojo, la correspondiente al MO; en azul, la correspondiente al TH.

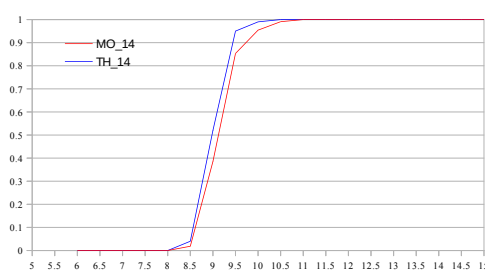
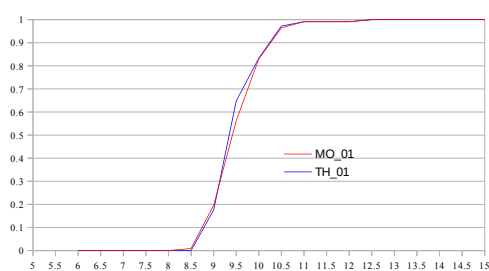


Figura 2.46.: Funciones de densidad de las tallas de espadín capturados en el estrato costero (clase de talla 0.5 cm; lances 01, 14 y 15). En rojo, la correspondiente al MO; en azul, la correspondiente al TH.

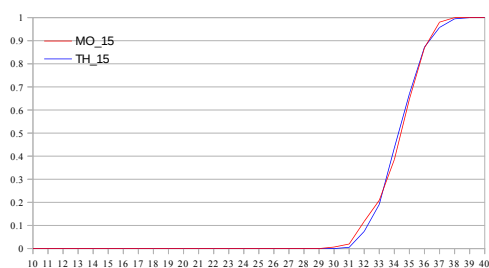
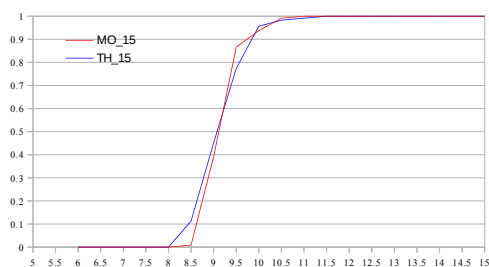


Figura 2.47.: Funciones de densidad de las tallas de caballa capturadas en el estrato costero (clase de talla 1 cm; lance 15). En rojo, la correspondiente al MO; en azul, la correspondiente al TH.



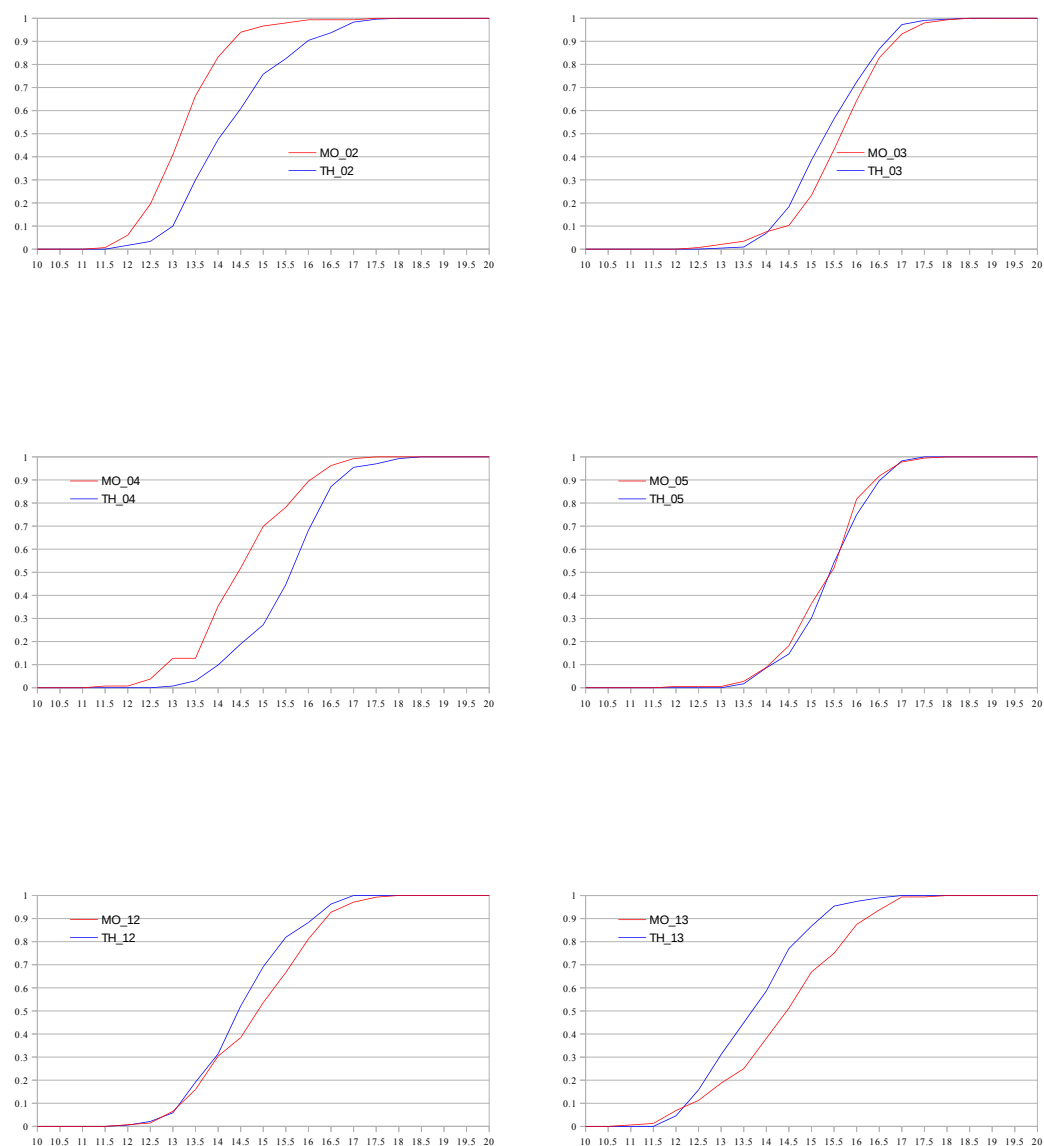


Figura 2.48.: Funciones de densidad de las tallas de anchoa capturadas en el estrato intermedio (clase de talla 0.5 cm; lances 02, 03, 04, 05, 12 y 13). En rojo, la correspondiente al MO; en azul, la correspondiente al TH.



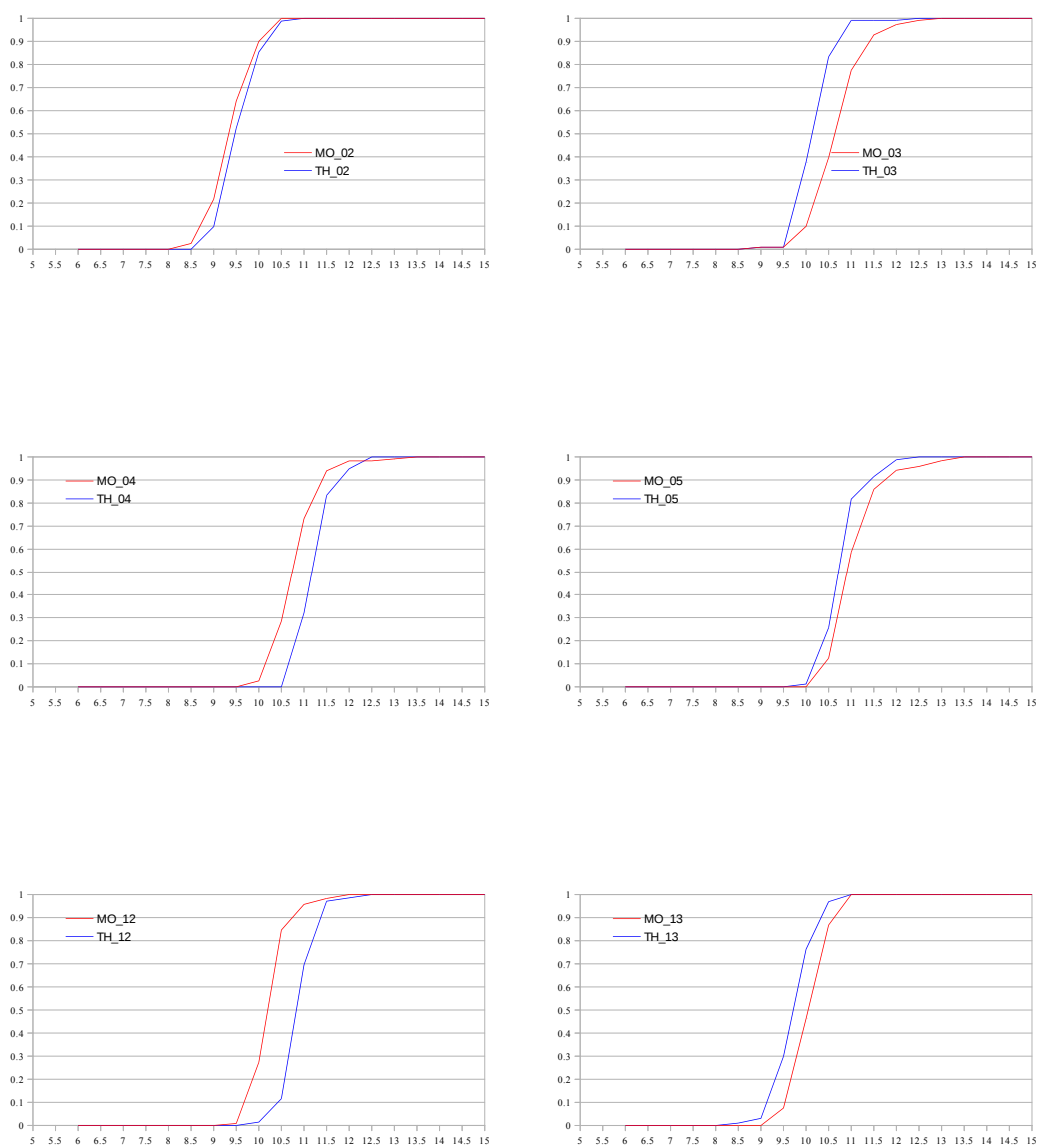


Figura 2.49.: Funciones de densidad de las tallas de espadín capturados en el estrato intermedio (clase de talla 0.5 cm; lances 02, 03, 04, 05, 12 y 13). En rojo, la correspondiente al MO; en azul, la correspondiente al TH.

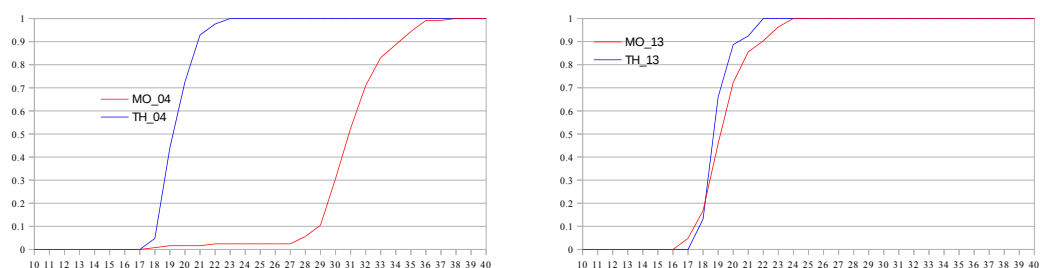


Figura 2.50.: Funciones de densidad de las tallas de caballa capturadas en el estrato intermedio (clase de talla 1 cm; lances 04 y 13). En rojo, la correspondiente al MO; en azul, la correspondiente al TH.

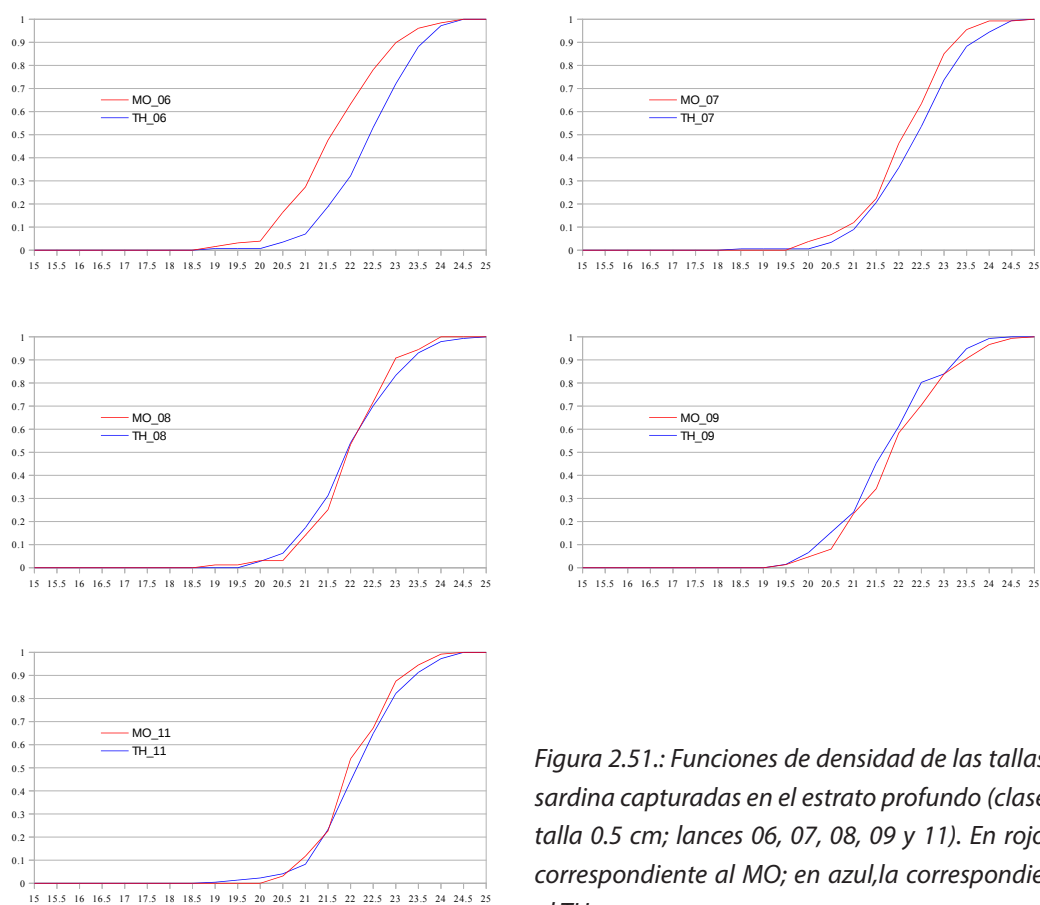


Figura 2.51.: Funciones de densidad de las tallas de sardina capturadas en el estrato profundo (clase de talla 0.5 cm; lances 06, 07, 08, 09 y 11). En rojo, la correspondiente al MO; en azul, la correspondiente al TH.



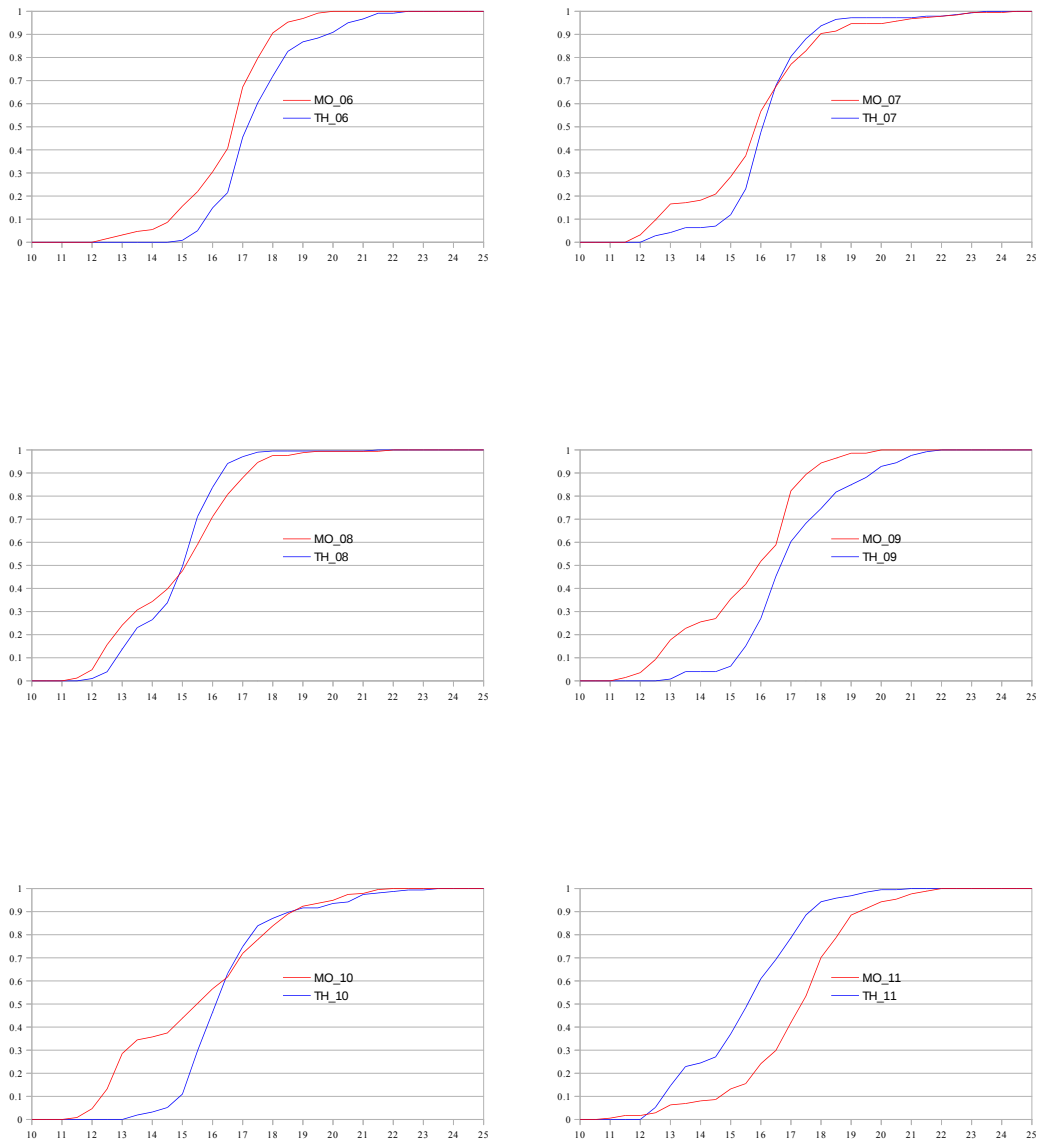


Figura 2.52.: Funciones de densidad de las tallas de jurel capturados en el estrato profundo (clase de talla 1 cm; lances 06, 07, 08, 09 y 11). En rojo, la correspondiente al MO; en azul, la correspondiente al TH.



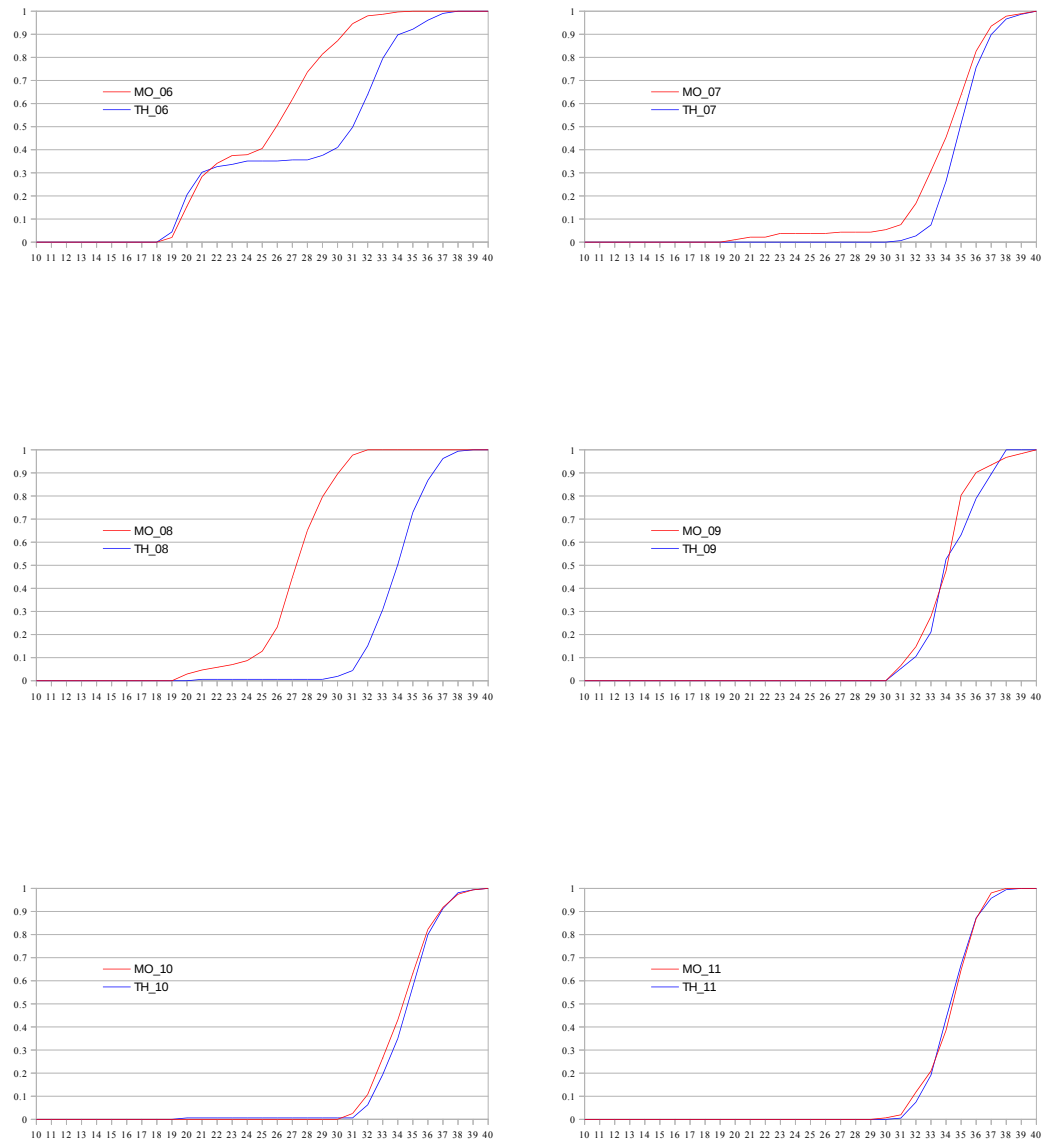


Figura 2.53.: Funciones de densidad de las tallas de caballa capturadas en el estrato profundo (clase de talla 1 cm; lances 06, 07, 08, 09, 10 y 11). En rojo, la correspondiente al MO; en azul, la correspondiente al TH.



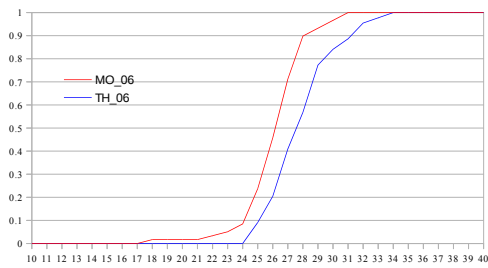


Figura 2.54.: Funciones de densidad de las tallas de estornino capturadas en el estrato profundo (clase de talla 1 cm; lances 06). En rojo, la correspondiente al MO; en azul, la correspondiente al TH.

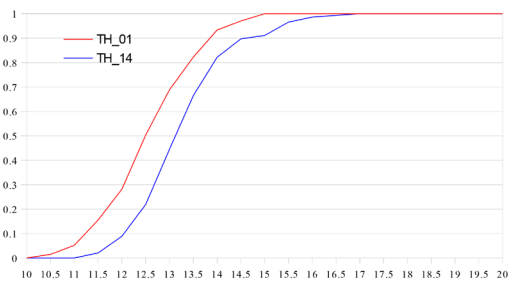
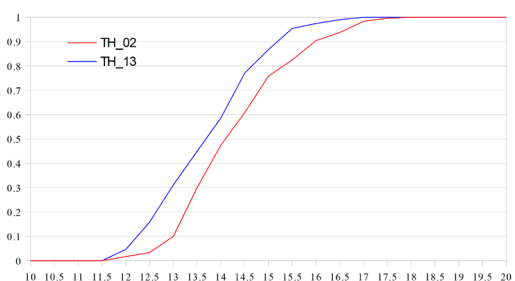
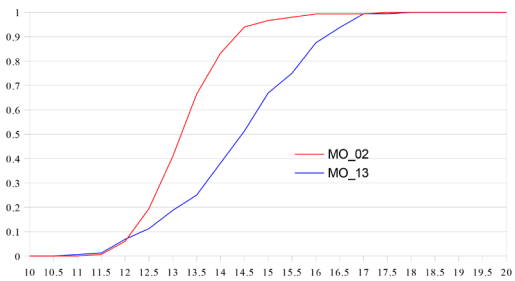
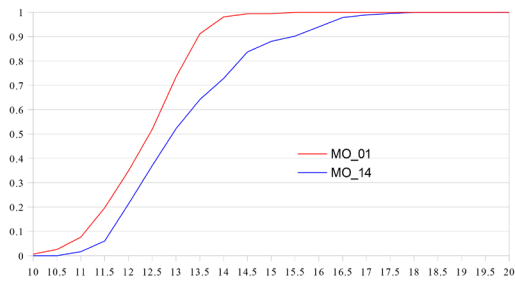


Figura 2.55.: Funciones de densidad de las tallas de anchoa capturadas en el estrato costero (clase de talla 0.5 cm; lances 01-14 y 02-13) en comparaciones intra-barco.



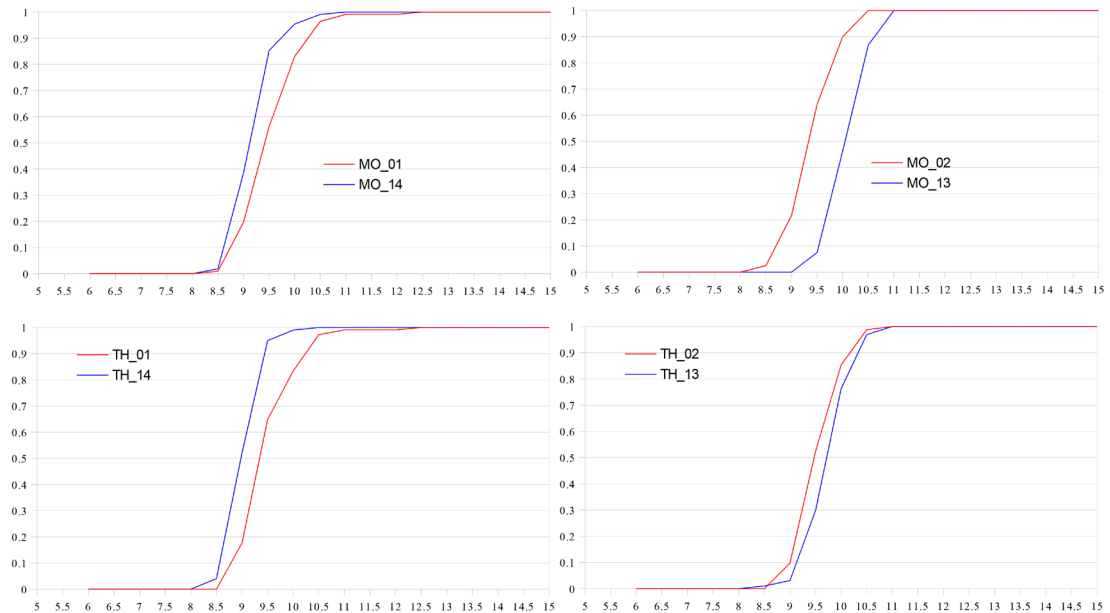


Figura 2.56.: Funciones de densidad de las tallas de espadín capturados en el estrato costero (clase de talla 0.5 cm; lances 01-14 y 02-13) en comparaciones intra-barco.

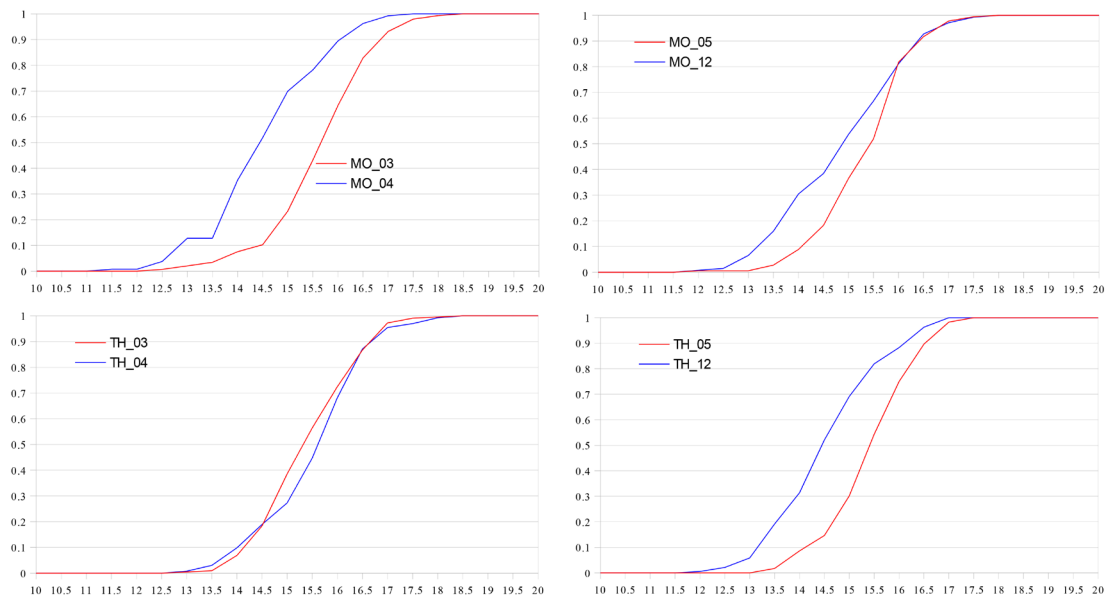


Figura 2.57.: Funciones de densidad de las tallas de anchoa capturadas en el estrato intermedio (clase de talla 0.5 cm; lances 03-04 y 06-12) en comparaciones intra-barco.



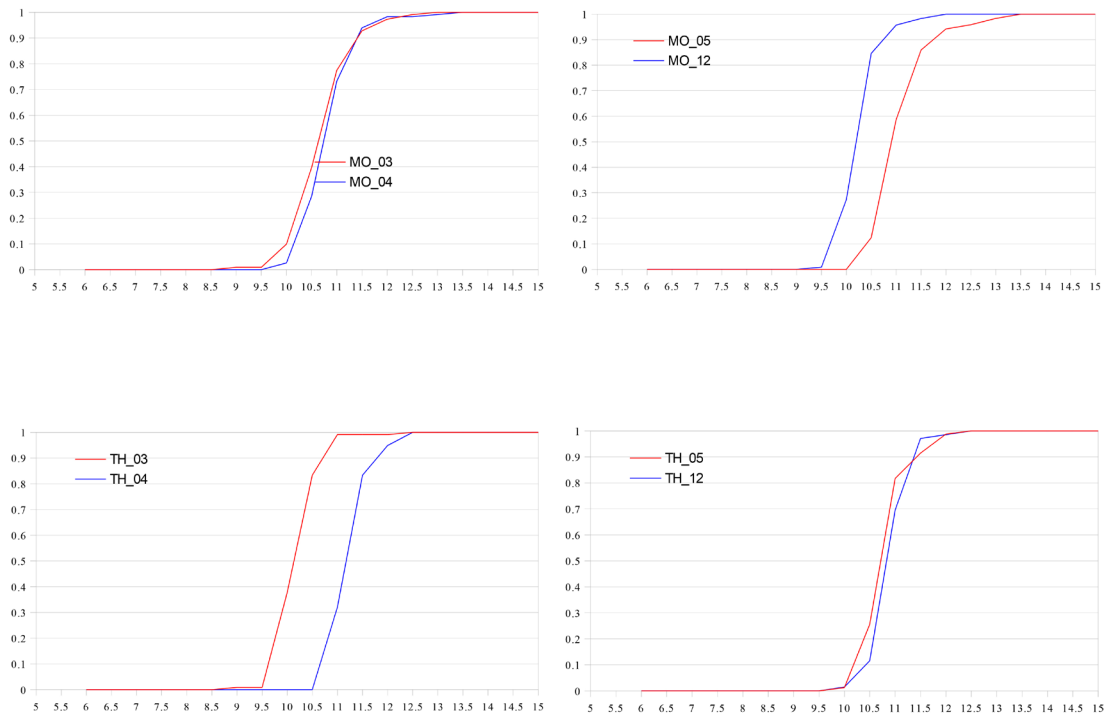


Figura 2.58.: Funciones de densidad de las tallas de espadín capturados en el estrato intermedio (clase de talla 0.5 cm; lances 03-04 y 06-12) en comparaciones intra-barco.

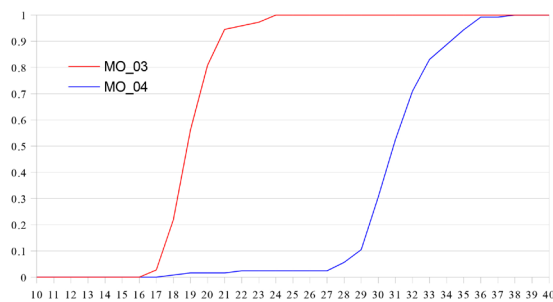


Figura 2.59.: Funciones de densidad de las tallas de caballa capturadas en el estrato intermedio (clase de talla 1 cm; lances 03-04) en comparaciones intra-barco del MO.



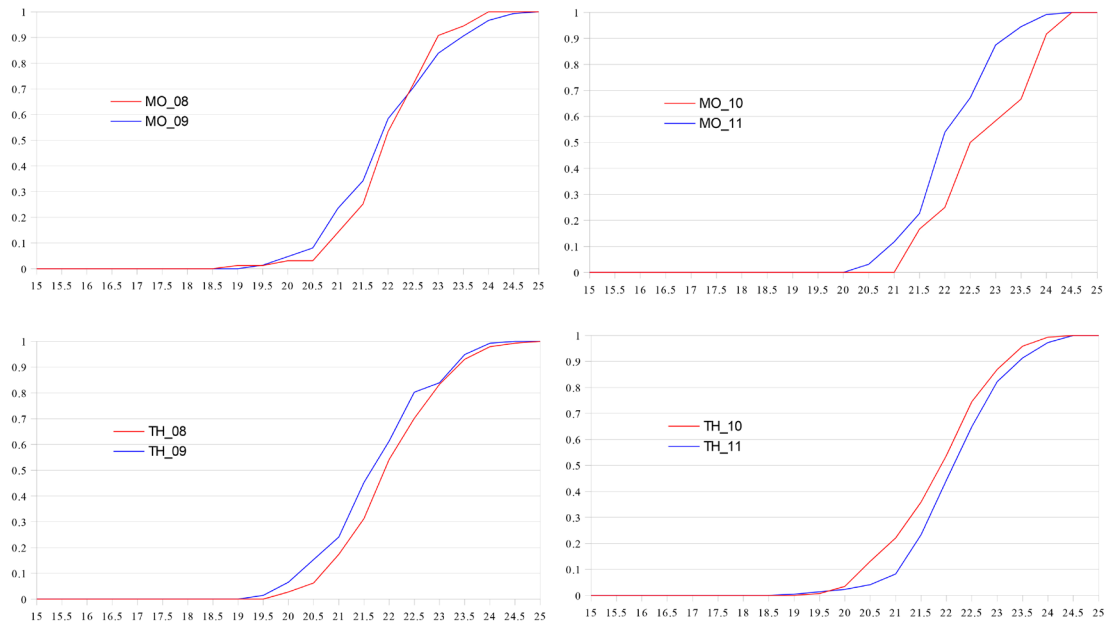


Figura 2.60.: Funciones de densidad de las tallas de sardina capturadas en el estrato profundo (clase de talla 0.5 cm; lances 08-09 y 10-11) en comparaciones intra-barco.

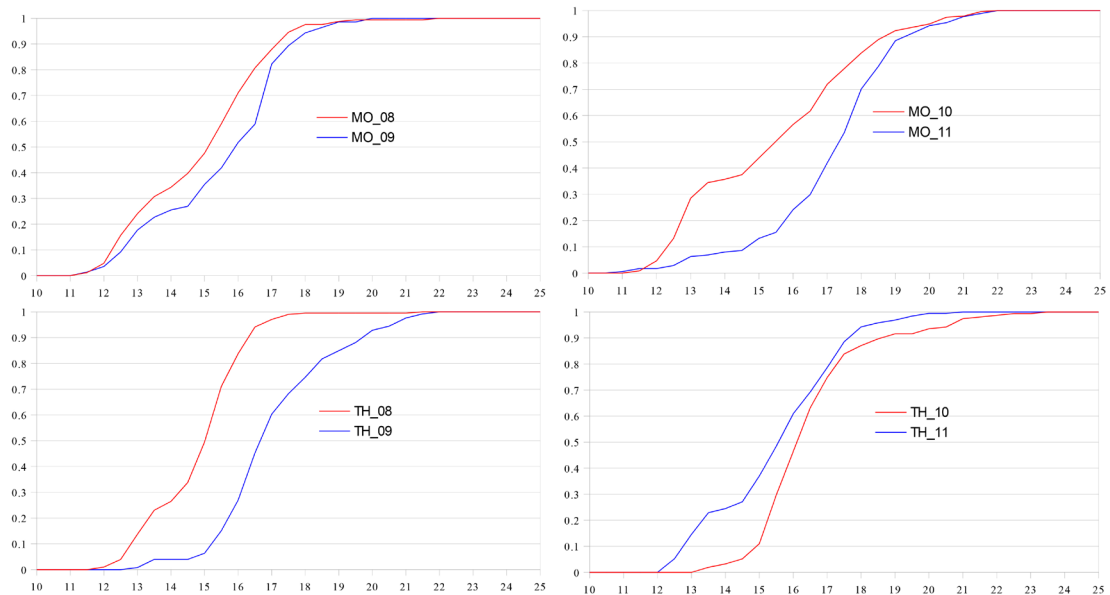
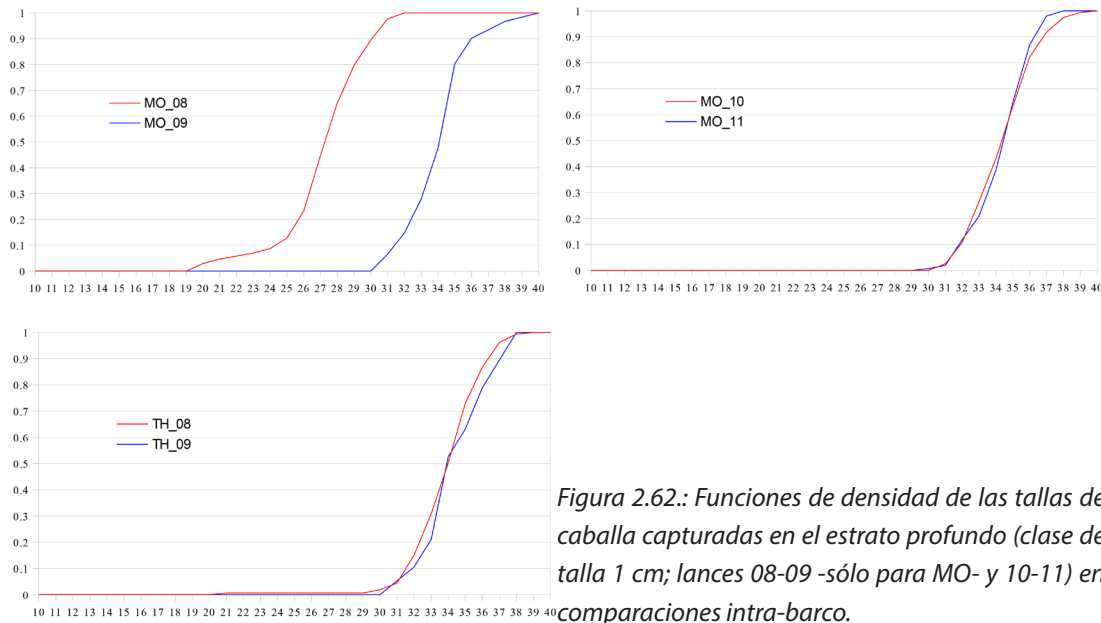


Figura 2.61.: Funciones de densidad de las tallas de jurel capturados en el estrato profundo (clase de talla 1 cm; lances 08-09 y 10-11) en comparaciones intra-barco.





2.4. DISCUSIÓN

La eficiencia de 4 buques oceanográficos equipados para la investigación haliéutica ha sido testada mediante la comparación de los resultados obtenidos en dos de sus principales equipos de muestreo, las ecosondas y los artes de pesca.

Mientras que la eficiencia de las ecosondas puede ser corregida durante el proceso de calibración de la misma, la capacidad para encontrar peces es más dependiente del tipo de buque, ya que éste, aunque no tiene efecto sobre la disponibilidad, puede afectar a la accesibilidad. El ruido generado por los buques afecta tanto a la calidad de la señal acústica como al propio comportamiento de las especies (Mitson y Knudsen, 2003), por lo que, para incrementar la precisión y exactitud de las estimaciones de abundancia, es necesario acotarlo y, en su caso, corregirlo. El nivel de afectación del ruido es dependiente de la especie y, también, del estado fisiológico de las mismas. Los clupeidos son uno de los grupos más sensibles al ruido. Popper et al. (2004) estiman que, en su caso, esta especialización, que no se da por igual en todas las especies de la familia, está relacionada tanto con el hábitat, ya que todas las que detectan ultrasonidos con un espectro de mayor rango de frecuencias viven en aguas someras, como también con una evolución de los mecanismos de evasión



frente a depredadores, en especial mamíferos marinos, cuyo espectro acústico de ecolocación (entre 70 y 110 kHz) provoca importantes reacciones en clupeidos que viven en aguas someras. De acuerdo con la revisión hecha por estos autores, es posible que, sin embargo, el espectro auditivo de la sardina y el boquerón sea inferior al mostrado por otros clupeidos y que éste no sobrepase la frecuencia de 4 kHz. Por ello, la firma acústica de los buques en el espectro entre 0.01 y 4 kHz, zona audible para la sardina y el boquerón, es crucial para las campañas acústicas (Mitson, 1993; Mitson y Knudsen, 2003 op. Cit). Sin embargo, es posible que este comportamiento se vea también afectado por las condiciones oceanográficas y meteorológicas, zona geográfica, la condición de los peces (en puesta o migración entre otras) e incluso por la interacción con otras especies. A pesar de ello los ejercicios de intercalibración son necesarios para poder evaluar el impacto del cambio de buque en una serie histórica o en la combinación de datos procedentes de campañas simultáneas hechas por distintos buques.

Sobre esta base teórica, los ejercicios de intercalibración, llevados a cabo en zonas con alta concentración de ecotrazas que correspondían a diversos patrones de agregación, con una abundancia alta de clupeidos, en especial sardina y boquerón, y utilizando en un caso buques con grandes diferencias en cuanto a diseño y sistema de propulsión y en otro buques muy similares, debería ser ilustrativo del efecto buque sobre las estimaciones de abundancia de las poblaciones de peces y de las mejoras que suponen en las mismas las medidas de reducción del ruido irradiado. Sin embargo la campaña Signoise se ha desarrollado en unas condiciones que dificultaron poder extraer resultados más concluyentes. El problema detectado en el cable de señal acústica del Vizconde de Eza (VE) ha impedido realizar una comparación absoluta de ecointegración tal como se recomienda en Simmonds y MacLennan, (2005).

Esta imposibilidad para comparar los resultados absolutos de ecointegración no ha impedido, sin embargo, analizar el resto de las variables, en especial, el patrón de agregación, las variables morfológicas, los resultados de las pescas así como los valores relativos de ecointegración.

Los resultados relativos de ecointegración, del número de cardúmenes detectado así como los resultados de la pesca, indican que existe un efecto buque que afecta en mayor medida al buque más moderno, esto es el, Vizconde de Eza, que podría estar proporcionando una distribución sesgada de la distribución de tallas o edades de las poblaciones de sardina y anchoa, con una representación menor de los



individuos de mayor talla, así como del patrón de agregación. Este efecto es más constatable cuando se analizan los resultados de la comparación inter/intrabarco. Efectivamente, la comparación entre las prospecciones realizadas por el propio barco al mismo radial presentan una menor variabilidad en los valores relativos acumulados de energía o número de ecotrazas que la observada en la comparación entre barcos, por lo que en este caso se puede aceptar la hipótesis nula.

Sin embargo conviene señalar que, aunque efectivamente la mayor parte de la energía en ambos buques se localizó en los cardúmenes (60%) y que el CS ha localizado más cardúmenes, la falta de valores absolutos de ecointegración, impide afirmar que el VE, frente al CS, subestima la abundancia de peces pelágicos. Esto es así porque tal como ya habían postulado Petitgas et al. (1996), la relación entre el número de cardúmenes y la biomasa total es escasa, cuando no nula, al poder variar la densidad de los cardúmenes; en el caso analizado en este trabajo, las diferencias en densidad relativa entre los tres tipos de agregación observada entre barcos, en especial, el alto porcentaje encontrado en los cardúmenes detectados por el VE con respecto al del CS parecen indicar un resultado similar. Por otra parte, aunque la tasa de sondeo del VE (ping rate) ha sido inferior, esta circunstancia sólo afectaría a pequeños cardúmenes situados cerca de la superficie, zona en la que no se solapan los haces de emisión de la sonda. Para evitarlo, en este trabajo sólo se han analizado aquellos cardúmenes cuya longitud fuese superior a 8 m, evitando así la posible discrepancia en el número cardúmenes pequeños. Además, el examen visual de los ecogramas así como la profundidad media de los cardúmenes retenidos, descarta esta posibilidad.

Por otro lado en el ejercicio de intercalibración entre el Miguel Oliver y el Thalassa, ambos buques han mostrado una eficiencia similar, sin poder deducir que un buque afecte de forma distinta al comportamiento y, consecuentemente, a la abundancia estimada en campañas de acústica, tanto por evasión como por modificación del TS motivados por cambios en el ángulo de cabeceo. No obstante, en este caso el arte que porta el Miguel Oliver podría ser más eficiente a la hora de muestrear especies de hábitos más demersales y cuya reacción de huida sea principalmente hacia el fondo. El hecho de que el arte del Thalassa capture más cantidad no parece afectar a la proporcionalidad; ésta parece estar más condicionada a la posibilidad de encuentro de un cardumen que a otros factores.

Las referencias bibliográficas sobre resultados de intercalibración entre buques son escasas. De los casos estudiados se ha comprobado que para el colín de Alaska



(Theragra chalcograma) las diferencias en las estimaciones de biomasa entre un buque con motor a explosión frente a uno con propulsor diésel eléctrico son muy significativas pero éstas no son siempre del mismo orden de magnitud y dependen de la hora y de la zona (De Robertis et al, 2010; De Robertis y Wilson, 2010; De Robertis y Wilson, 2011). Sin embargo, en el caso del arenque, aunque se han detectado reacciones, éstas apenas tienen incidencias en la estimación de biomasa pero la reacción de escape hacia el fondo ha sido superior en el buque con propulsor diésel-eléctrico (Ona et al., 2007; Sand et al., 2008). En su revisión sobre la influencia del ruido radiado sobre las estimaciones de abundancia, De Robertis y Handegard (2012), resaltan que la diferencia en el campo de presión podría no ser el único estímulo que active las reacciones en los peces, siendo posible que el propio movimiento de las partículas en el desplazamiento de las ondas acústicas pueda tener tanta o más incidencia en las reacciones así como las propias diferencias de fase entre los campos de presión y el movimiento de las partículas. Así mismo el espectro de frecuencias emitido puede tener un papel relevante al igual que las reacciones miméticas estimuladas al observar reacciones de escape en otro grupo de peces, tanto de la misma o distinta especie.

El caso analizado en Signoise, con una abundancia de clupeidos mayor que del resto de especies, podría ser semejante al Noruego, aunque con resultados contradictorios. Por un lado, la comparación de los resultados obtenidos en el radial número 3, que ambos barcos recorrieron dos veces, no hubo diferencias significativas entre las variables morfológicas de los cardúmenes registrados por ambos buques pero el CS ha encontrado de forma consistente (i.e. en ambas pasadas) un número mayor que el VE, lo que podría estar indicando una mayor reacción de evasión al VE. Además en el radial 5, cuyo principal patrón de agregación ha sido la capa, el VE, que prospectó el radial en primer lugar hacia las 9:00, ésta era menos compacta, con mayor altitud y menor densidad, frente a la detectada por el CS, que realizó en segundo lugar la prospección. Si bien es posible que el patrón de agregación pueda modificarse a lo largo del día por el efecto de la luminosidad, no parece ser la principal causa de las diferencias encontradas ya que en el radial 6, liderado por el CS, la situación fue semejante, por lo que parece que si el tipo dominante de agregación es la capa, la reacción más fuerte, semejante a la observada en el caso noruego, la podría provocar el CS. Es por ello que además de la situación geográfica y la hora (De Robertis y Wilson, 2011) el tipo de agregación influya también en el comportamiento esperado frente al ruido irradiado por los buques. Domenici et al. (2011) encontraron un amplio espectro de posibles trayectorias de escape especialmente en cardúmenes, pero éstas tienen un alcance limitado apuntado tanto a la



posibilidad de maximizar la distancia con la fuente de estímulo como a mantener ésta dentro de los límites de su campo sensorial de forma que les permita vigilar los posibles movimientos de la potencial amenaza. Este control de la amenaza se cree que es llevado a cabo por diferentes órganos sensoriales, de forma independiente o conjunta, tanto a estímulos visuales como mecánicos (sonidos) (Rieucan et al. 2014). Además es posible que la densidad del cardumen también influya en el comportamiento. Gerlotto et al. (2004), estudiando el comportamiento frente a buques de la sardina (*Strangomera bentincki* Norman, 1936) y la anchoa de Chile (*Engraulis ringens* Jenyns, 1842) mediante sonar, en zonas con alta densidad de cardúmenes, no encontraron reacciones significativas de evasión ni vertical ni horizontal, ni tampoco cambios importantes en la estructura interna aunque si observaron cambios morfológicos en el patrón de agregación, asociados, en este caso, a la ubicación, con mayor número de capas en el centro de la distribución y una mayor abundancia de cardúmenes en los extremos de la misma. En este estudio, además de las reacciones de evasión, más frecuentes en el caso del VE, se ha observado también alguna reacción de huida hacia el fondo, tal como se observa en la figura 2.63. El resultado obtenido podría ser explicado por diferencias en la firma acústica. Por ello, durante este experimento, la firma acústica de ambos buques fue obtenida al final de la campaña. Cabe destacar que la metodología utilizada ha sido similar a la utilizada por De Robertis et al. (2013), si bien la altura de la columna de agua en la que se fondearon los hidrófonos en el Golfo de Cádiz ha sido inferior (150 m frente a los 490 m) al igual que que la profundidad y el fondeo de los hidrófonos.

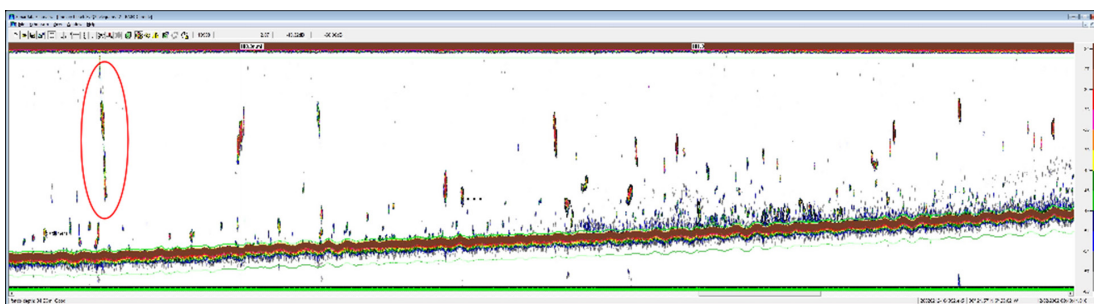


Figura 2.63.: Ecograma correspondiente al B/O Cornide de Saavedra mostrando un cardumen con una fuerte reacción de huida encontrado en la prospección del radial 3.

La diferencia entre los artes pesca pelágicos que portaban los barcos, no permite concluir si las diferencias observadas en la proporción de las especies capturadas obedecen a una diferente disponibilidad a las especies (efecto barco) o a diferen-



cias en accesibilidad y/o capturabilidad (efecto arte de pesca). En el caso de Signoise, si nos atenemos a los resultados de la pesca número 2, hecha con arte de baka, y número 9, hecha con arte pelágico, del CS, ambas bastante separadas entre sí pero siendo las más cercanas a costa, el efecto arte de pesca apenas muestra influencia, al no apreciarse diferencias significativas en la proporción de la captura en número por especie y aunque han estado más accesibles al arte pelágico estornino y las especies de la familia sparidae, la proporción ha sido muy baja ($<0.5\%$). Si este resultado fuese extrapolable a los artes pelágicos que llevaban ambos buques, podemos afirmar que el efecto arte de pesca es bajo y que las diferencias observadas podrían estar más relacionadas con la disponibilidad (efecto barco), concluyendo que, al menos a nivel de pescas, el VE podría estar subestimando la proporción de la captura en número de sardina con respecto a la realizada por el CS. Por otra parte, las diferencias en la distribución de tallas, observadas tanto en sardina como en anchoa, podrían estar relacionadas con la velocidad de arrastre. Sin embargo, la velocidad de arrastre media del VE ha sido superior a la del CS, por lo que la velocidad no explica las diferencias observadas tanto en la distribución de tallas como en la abundancia relativa de sardina que, en cualquier caso, serían en contra del CS.

2.4.1. Implicaciones metodológicas para las campañas de acústica

La complejidad y variedad de estímulos externos así como en las diferentes respuestas a éstos hacen difícil cuantificar el impacto de las reacciones de los peces en términos de biomasa subestimada tanto por cambio en el TS como por el número de agregaciones que evitan el buque durante su prospección.

Una de las principales fuentes de variación puede ser debida al ritmo circadiano. De Robertis y Wilson (2011), comprobaron que las diferencias en abundancia de colín de Alaska detectada por un buque con motor a explosión (más ruidoso) frente a otro con motor eléctrico, ocurrían principalmente de noche, en la que el buque más ruidoso provocaba una mayor respuesta de huida hacia el fondo, variando el ángulo de los peces y, en consecuencia, su TS. En este caso, circunscribir la prospección acústica a las horas diurnas, reduciría las discrepancias entre las estimaciones calculadas por buques con firma acústica muy diferente.

Otras experiencias para medir las reacciones de los peces frente a los buques están basadas en la disposición de equipos de acústica estáticos situados sobre los bancos de peces. La mayoría de estas experiencias se han llevado a cabo en Noruega en



aquellas zonas de hibernación de arenque. En estos casos, la reacción de huida hacia aguas profundas se inicia unos 220-270 m antes de la llegada del buque, siendo máxima a su paso para finalmente recuperar la profundidad inicial en apenas 15 segundos (Vabø et al., 2002). Durante este proceso y al igual que lo observado en De Robertis y Wilson (2011), el valor de eointegración disminuye al variar el aspecto dorsal de los peces y, con ello, el TS. Además en el trabajo de Vabø et al. (2002), también se observaron casos de disminución de las reacciones, interpretadas por los autores como habituación al estímulo, de forma semejante a lo descrito en (Peeke y Peeke, 1973); es decir, la exposición continua a un mismo estímulo hace decrecer la intensidad de la respuesta de los peces al mismo. En este trabajo se hace también una revisión de las experiencias previas en las se observó que el nivel de respuesta puede ser modulado por la necesidad de llevar a cabo otras tareas imprescindibles para su estrategia vital (i.e. reproducción, alimentación, etc). Por otra parte, la mayor parte de las experiencias descritas en Peeke y Peeke (1973) se refieren a peces con un alto componente de territorialidad, muy alejado del comportamiento gregario de las especies pelágicas y migradoras como el arenque de las experiencias descritas en Vabø et al. (2002). Por todo ello, este ejemplo tiene difícil extrapolación a otras áreas dadas las peculiaridades tanto del área y época (fiordo en invierno) como del comportamiento de la especie objetivo (arenque en hibernación).

Es interesante destacar tanto de la experiencia descrita en este trabajo como en Vabø et al. (2002) la relativa constancia en los resultados obtenidos, indicando que el factor buque puede ser más importante que los componentes aleatorios derivados del comportamiento de los peces ante ese estímulo, permitiendo así su modelado. En efecto, Skaret et al., (2005) han analizado esta constancia proponiendo un modelo que corrige las subestimaciones de la población de arenque debidas a cambios en el TS provocados por las reacciones de huida. Sin embargo, Hjellvik et al., (2008) analizando también los resultados de prospecciones hechas en invierno sobre arenque cuyo patrón de agregación era una capa, han constatado que el modelo debe ser actualizado cada año, en función de la profundidad media de la capa, lo que también parece afectar al componente aleatorio. Esta necesidad de actualizar el modelo para cada campaña, que en este caso se lleva a cabo sobre una única población y sobre una zona relativamente pequeña, hace que económicamente sea difícil compensar esta subestimación, que, por otra parte, en términos relativos (i.e. en el análisis de una serie histórica), tiene un impacto menor al no distorsionar las tendencias del índice estimado al ser de menor entidad el componente aleatorio frente al componente sistemático.



Si la aplicación de modelos para corregir la subestimación de biomasa por la reacción de los peces ante el buque en campañas de relativa estabilidad en cuanto al comportamiento de la población objetivo siendo, ésta la única especie a evaluar, es complicada, esta dificultad se torna mucho mayor en aquellas campañas multiespecíficas llevadas a cabo en áreas relativamente amplias con hábitats distintos como las que se llevan a cabo en el litoral norte español. No obstante, dadas las grandes discrepancias que se han obtenido entre el B/O Vizconde de Eza y el Cornide de Saavedra, y, especialmente el alto nivel de ruido irradiado por el primero que, aunque la medición de la firma acústica no se haya realizado en las condiciones estándar, parece no cumplir con los requerimientos recomendados en ICES (1995), si este buque se quiere usar para campañas acústica-arrastre pelágico, debería ser objeto de un estudio adicional para verificar las posibles reacciones de huida observadas en su comparación con el Cornide de Saavedra.

Por otra parte, y aunque el ejercicio de intercalibración entre el Thalassa y el Miguel Oliver se circunscribió a un área muy pequeña, no parece haber grandes discrepancias entre ambos buques, por lo que la serie PELACUS no debería verse afectada por el cambio de buque.









3

TIPIFICACIÓN DE LOS PATRONES DE AGREGACIÓN DE LOS PECES PELÁGICOS MEDIANTE MÉTODOS ACÚSTICOS

3.1. INTRODUCCIÓN

Las campañas de evaluación acústica dirigidas al estudio del comportamiento, distribución y estimación de la abundancia de especies son consideradas como un instrumento eficaz para la gestión adecuada de los ecosistemas marinos y el mantenimiento sostenible de la explotación pesquera que en ellos se realiza. Esto es debido al gran avance en hardware y software que se ha producido desde la última década de los años noventa del pasado siglo, lo que ha permitido, entre otras cosas, mejorar la precisión en el cálculo de las propiedades acústicas de las diferentes especies (Soule et al., 1996), estimando la relación entre la talla y la fuerza del blanco (TS) de un número cada vez más importante de especies (Ona, 1999); y, sobre todo, mejorar las técnicas de postprocesado (Weill et al., 1993; Higginbottom et al., 2000), reduciendo el ruido en la señal acústica (DeRobertis y Higginbottom, 2007), reconociendo ecotrazas¹ (Coetzee, 2000; Reid, 2000) y, finalmente, permitiendo el análisis multi-frecuencia (Korneliussen et al., 2008).

Por otra parte, la acústica, como método de estudio directo, está considerada como una técnica no invasiva (Horne, 2000), que permite cuantificar y conocer el área de distribución de las especies y, como tal, complementa a la información obtenida de la actividad pesquera a la hora caracterizar y evaluar el estado de una población de peces sometida a explotación. Sin embargo, a pesar de los avances, son muchos los retos que desde el punto de vista teórico y desarrollo práctico deben afrontar las técnicas acústicas. Debido a la propia configuración del transductor, compuesto por numerosas unidades piezoeléctricas, y a la propagación del sonido, existe una zona, próxima al transductor, denominada campo cercano o zona Fresnel (Simmonds y MacLennan, 2005), en la cual los frentes de onda no son paralelos, haciendo que la intensidad varíe rápidamente y de forma oscilante. En esta zona, que en función de la frecuencia puede ser superior a los 2 m, no se cumple la relación $I=I_0/R^2$, por lo que no se pueden establecer las características acústicas de los blancos detectados. Además este campo se ve incrementado por el propio calado del buque (aproximadamente 5 m) y por las propias condiciones del mar, por lo que en condiciones de mala mar, hasta los primeros 15 m desde la superficie no serían accesibles para la acústica (Fréon et al., 1993; Scalabrin et al., 2009), denominándose zona ciega. Fenómeno semejante ocurre cerca del fondo; puesto que las ondas acústicas son esféricas, sólo la zona próxima al eje acústico detecta (i.e. "toca") realmente el fondo,

1. Una ecotrazas es aquella información acústica, diferente del "ruido acústico", registrada como eco. Es decir, es la energía retro-difundida, que supera el umbral de registro, generada por un blanco interceptado por la onda acústica emitida por un transductor (i.e. objeto o sustancia con una impedancia acústica distinta a la del agua -distinta densidad y velocidad de sonido), con unas características de tamaño y energía (Sv) coincidentes con los blancos objetivo de la campaña.



mientras que el resto de la onda apenas se aproxima al mismo, quedando oculta o sin muestrear; este efecto es más importante a mayores profundidades y también depende de la anchura del haz acústico. No obstante, esta zona ciega o zona muerta, ha sido objeto de estudio, proponiéndose una serie de alternativas que van desde la extrapolación a esta zona de los blancos detectados en la zona epibentónica (Ona y Mitson, 1996), mejora en los algoritmos de detección del fondo, discriminando el fondo real (substrato) de los cardúmenes compactos próximos al mismo (MacLennan et al., 2003) o combinándolos con los datos obtenidos en lances de pesca (Mello y Rose, 2009) o con otros equipos acústicos (Totland et al., 2009).

Pero el gran reto de la acústica sigue siendo la identificación de las especies a partir de la caracterización de sus patrones de agregación. Efectivamente, la acústica aporta gran información a través de las propiedades acústicas de los blancos pero esta información requiere un especial manejo y post-procesado para derivar de ella la composición específica e incluso la talla. Para inferir la talla se requiere un conocimiento exacto y preciso de la relación existente entre el índice de reflexión (fuerza del blanco, TS) y la talla (Foote et al., 1986; McClatchie et al., 1996), siendo para ello imprescindible obtener ecos individuales (Barange et al., 1994). Sin embargo, estas mediciones in situ del TS deben ser actualizadas ya que se ha demostrado que pueden variar en función del estado fisiológico (i.e. desarrollo gonadal) (Ona, 1990), forma del cuerpo (Frouzova et al., 2005), del ángulo de cabeceo del individuo (Sawada et al., 2008; Kang et al., 2005) o, en aquellas especies que poseen vejiga natatoria, de la profundidad (Zhao et al., 2008; Rose, 2009). Aunque todas estas variaciones puntuales y locales no suponen un sesgo importante sobre los cálculos promedio de la relación TS/Talla (Henderson et al., 2007), dificultan, y cuando no imposibilitan, inferir de forma precisa una relación directa entre el TS recibido y la correspondiente talla. Por ello es preciso llevar a cabo lances de pesca que permitan tanto estructurar en tallas la energía ecointegrada como también corroborar la composición específica. Este sistema de comprobación está formalmente aceptado como el más adecuado (Simmonds y MacLennan, 2005), incluso a pesar de los problemas inherentes a las pescas como sistema de comprobación (Bethke et al., 1999). A tal efecto McClatchie et al. (2000) apuntan que la cuestión principal no es si la acústica es una buena o mala herramienta si no cuanta información de la contenida en los datos acústicos puede ser efectivamente procesada e interpretada. Así denominan "ground truth", que podríamos traducir como "verificación consistente", a aquella información extraída de los datos acústicos que objetivamente sirve para responder a las cuestiones u objetivos planteados en la investigación, incluyendo también a aquellas técnicas que permiten validar los datos principales obtenidos por las son-



das. Conforme a esta definición, la información “verificada consistentemente” es la obtenida mediante análisis objetivos y no dependientes del factor humano. Es por ello que las pescas, a falta de otro método, sean consideradas como el mejor método para la identificación y estructuración de las eco-trazas.

Sin embargo, conviene tener en cuenta lo razonado por Cushing (1963) en relación al conocimiento adquirido por los pescadores en la identificación de las diferentes especies a través del examen de las características de las eco-trazas. De hecho este sistema de asignación directa mediante el examen de los ecogramas es también empleado en muchas campañas científicas (Reid, 2000) y, puesto que el número de pescas a realizar suele ser bajo en relación al área a prospectar, sigue siendo usado, aunque está sujeto a un grado de incertidumbre dependiente del experto.

Por ello, la búsqueda de métodos objetivos no invasivos para la identificación de especies es uno de los principales objetivos en la acústica. En concreto, el fin que se persigue es la discriminación objetiva de grupos taxonómicos que posean diferentes características acústicas (Thorne, 1983). Para ello se han empleado diversos métodos tanto para el reconocimiento y extracción de las eco-trazas, análisis estadísticos varios para la caracterización y determinación de éstas, así como el empleo de diferentes frecuencias (Horne, 2000). En general, junto con la información derivada directamente de los bancos detectados, también se emplean variables auxiliares de localización geográfica, distribución en la columna de agua y variables oceanográficas (Lawson et al., 2001); entre otras técnicas multivariantes, se emplean el Análisis de Componentes Principales, el Análisis Discriminante, el Análisis Neural Artificial o incluso métodos de localización geográfica como el análisis clúster o vecino más próximo (Horne, 2000).

Desde el punto de vista científico, en aras de restar subjetividad a las atribuciones de cardúmenes a especie, la búsqueda de sistemas automáticos de clasificación de los cardúmenes se convirtió en el principal reto, incluso denominado como el “Santo Grial” (Horne, 2000). En aquellas campañas en las que el único registro almacenado es el ecograma en papel, se precisa, como paso previo, la manipulación y extracción de los cardúmenes. Esto es, la aplicación de técnicas de análisis de imagen. Reid y Simmonds (1993), establecen un sistema automático de procesamiento de imagen y posterior reconocimiento de los cardúmenes, siendo uno de los primeros trabajos en los que se detalla esta metodología. De igual manera, Georgarakos y Paterakis (1993) publican un sistema semejante para la extracción automática de los cardúmenes. Sin embargo, en ambos casos el mayor problema reside en la calibración



de la paleta de colores del sistema de digitalización. En efecto, en el ecograma en papel, cada color o cada gama de grises se corresponde con una intensidad de S_v que se debe preservar para luego poder extraer las variables energéticas. A veces incluso la exposición prolongada de los registros a la luz solar atenúa los colores o las gamas originales, cuando no la propia tinta de las impresoras o el estilete de la unidad de registro de la sonda dificultan la conversión al no mantener uniforme la gama de colores de impresión. En cualquier caso, son sistemas que consumen mucho tiempo y poco apropiados para campañas sistemáticas que prospecten áreas extensas.

En España, desde el año 1983, el Instituto Español de Oceanografía lleva a cabo campañas de evaluación de los recursos pelágicos. En el litoral norte español estas campañas estaban fundamentalmente dirigidas a la evaluación de la biomasa de sardina y a la estimación directa del reclutamiento de esta especie. Este índice se usa como información independiente de la pesquería en la evaluación de la población de sardina en aguas de atlánticas y cantábricas de la península Ibérica (ICES, 2011). En el año 1991, con la adquisición de un nuevo equipo Simrad EK-500, el área de prospección se amplió hasta el talud continental, abarcando el área de distribución de la bacaladilla. En la metodología de estas campañas, que se describirá en profundidad en el capítulo 8 de esta tesis, la distribución de la energía ecointegrada entre las especies se hace de forma directa, a través del examen de los ecogramas, y también en función de la proporción obtenida en los lances de pesca. Dado que se trata de una serie histórica, las estrategias de muestreo y análisis están orientadas a la minimización de los errores aleatorios, aumentando, de este modo, la precisión de las estimaciones en detrimento de la exactitud y de las fuentes de error sistemáticas, relacionadas en gran medida con la identificación de especies o el cálculo del TS (Simmonds y MacLennan, 2005).

En este capítulo se analizará la consistencia interanual en la asignación directa realizada en las campañas españolas mediante el análisis multifactorial de diferentes variables de los cardúmenes. Para ello, las diferentes ecotrazas de la serie histórica entre 1992 y 1996, disponible únicamente en papel, serán extraídas y analizadas mediante un proceso semiautomático. Para comprobar la bondad de este sistema de extracción, se incorpora también la campaña de 1997, para la cual también existía un registro digital. Como proceso complementario, se estudiarán los cambios de agregación de las especies mediante la comprobación de la hipótesis nula postulada como: el proceso de agregación de las especies pelágicas es invariable e independiente del ritmo circadiano y de la profundidad.



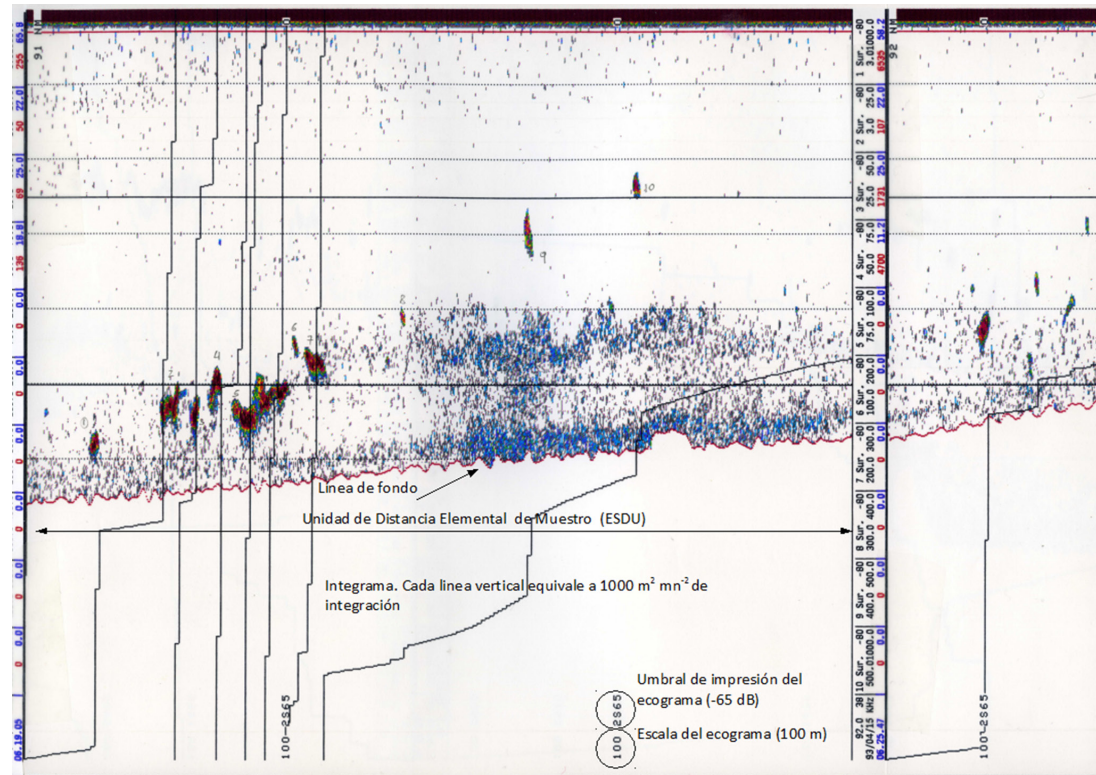


Figura 3.1.: Ecograma correspondiente a una milla de la campaña de 1992, con explicación de sus principales características mostradas.

3.2. MATERIAL Y MÉTODOS

3.2.1. Datos

De la serie histórica de campañas realizadas en primavera por el Instituto Español de Oceanografía en el litoral norte español se ha escogido el periodo comprendido entre 1992-93 y 1995-97. No se ha incluido la campaña llevada a cabo en 1994 ya que dicha campaña, cuyo objetivo principal fue el estudio de la dinámica de la población de lirio en el Golfo de Vizcaya (analizada en el capítulo 7 de esta tesis), ha tenido distinta metodología. La parrilla de muestreo consistió en un diseño sistemático con inicio aleatorio, con radiales perpendiculares a la costa, separados entre sí 6-12 millas, entre las isobatas de 20 y 1000 m salvo la campaña del año 1995 que sólo se prospectó hasta la isobata de 200 m.



El equipo acústico consistió en una sonda Simrad EK-500 operando a 38 kHz con un transductor de Split Beam, con un haz de 7.1°, duración de impulso 1 ms, calibrado mediante el método de esfera estándar descrito en Foote et al. (1987). La distancia de muestreo a efectos de eointegración, ESDU, se fijó en una milla. La energía retrodifundida (s_v) fue recogida a un umbral de -80 dB y representada en papel (ecograma) con un umbral entre -70 y -65 dB y una gradación en 16 colores de los valores de S_v desde el gris al rojo (figura 3.1). Además se ha recogido un fichero en formato digital cada milla con los valores eointegración (s_A), profundidad media, posición de geográfica obtenida por GPS y la hora GMT. En todas las campañas se han llevado a cabo pescas de identificación. En la tabla 3.1 se muestran las principales características de cada campaña (buque, diseño, arte de pesca).

Tabla 3.1.: Características principales de las campañas

Año	Mes	Buque	Diseño	Arte de pesca
1992	Abril/mayo	Cornide de Saavedra	Zig/zag. Distancia entre picos 12 mn, 20-1000	Pelágico, grandes mallas hexagonales 76/70
1993	Abril	Cornide de Saavedra	Zig/zag. Distancia entre picos 12 mn, 20-1000	Pelágico, grandes mallas hexagonales 76/70
1995	Mayo	Noruega	Radiales paralelos 10mn, 20-200	Pelágico 67/57
1996	Marzo	Cornide de Saavedra	Radiales paralelos 12mn, 20-1000 5 zonas con radiales a 6 mn	Pelágico, grandes mallas hexagonales 76/70
1997	Marzo	Thalassa	Radiales paralelos 6 mn, 20 m alternando radiales a 200 y 1000	Pelágico, grandes mallas hexagonales 76/70 Fondo de Gran abertura vertical, GOV

3.2.2. Extracción de cardúmenes

A efectos del presente trabajo, cardumen o banco se refiere únicamente a un cardumen acústico, es decir aquella ecotaza proveniente de una agregación de peces, sin entrar a definir ni a diferenciar lo que en la bibliografía se denomina banco (shoal) o cardumen (school) (Fréon y Misund, 1999). (Figuras 3.1 y 3.2).

De todas las millas navegadas y registradas, tan sólo se han analizado aquellas que corresponden a radiales. El proceso de extracción de los cardúmenes acústicos se hizo de forma manual. Para ello se asumió que el barco ha navegado a velocidad constante y en línea recta entre cada posición geográfica, registrada como mínimo al principio y final de cada milla navegada. Las posiciones geográficas fueron tomadas mediante GPS que también incorpora la hora. Los cálculos de posición geográfica así como las medidas morfométricas de longitud del cardumen y las temporales se derivan por extrapolación de estas posiciones y horas de inicio y final de milla.



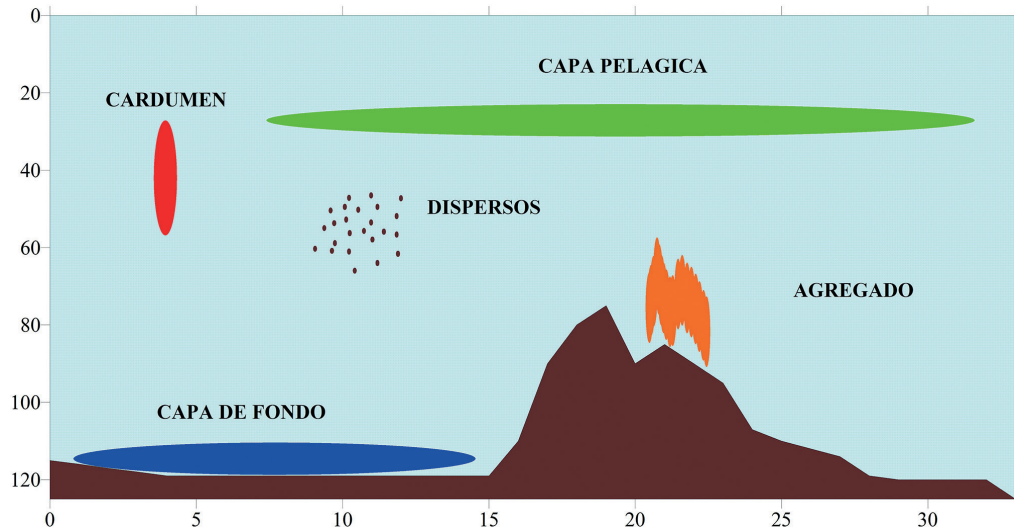


Figura 3.2.: Representación esquemática de los patrones de agregación de los peces.

Cada milla de radial ha sido digitalizada y post-procesada con Corel Draw software. Además, cada cardumen fue también circunscrito mediante una línea. La imagen obtenida es exportada en formato *.pcx para ser tratada mediante Autocad para extraer, una vez re-escalados los ejes, el perímetro y el área de cada cardumen. Las variables han sido extraídas conforme a lo descrito en Reid et al. (1998), determinando las siguientes variables (figura 3.3):

a) Variables de localización:

- Posición geográfica, tomada al punto medio del cardumen y derivada de la posición inicial y final de la milla.
- Profundidad mínima, mínima distancia a la superficie.
- Profundidad máxima, máxima distancia a la superficie.
- Profundidad media, distancia a la superficie, medida desde el centro del cardumen.
- Distancia al fondo, medida desde el centro del cardumen.
- Profundidad total de la columna de agua.
- Hora GMT tomada al punto medio del cardumen y derivada de la hora inicial y final de la milla.
- Distancia a la costa: La línea de costa fue extraída de la base de datos Gebco (<http://www.gebco.net/>) con gran resolución espacial (más de 3000 puntos



geográficos). La distancia fue calculada como la distancia mínima en dirección normal a la costa.

- Distancia al próximo cardumen.
- Número de cardúmenes dentro de un radio de 0.5 mn.
- Distancia al cardumen más cercano.
- Variables físicas: Temperatura (°C) y Salinidad (‰) obtenidas a través de estaciones de CTD. Los valores adscritos a cada cardumen corresponden a los de la estación más próxima. No se ha realizado ninguna interpolación.

b) Variables morfométricas:

- Altura, derivada de la sustracción entre la profundidad mínima y la máxima.
- Anchura (longitud) derivada de las posiciones geográficas iniciales y finales del cardumen y también por la proporción entre la longitud de la milla en el ecograma en relación a los 1852 m de la milla real.
- Área.
- Perímetro.

c) Variables energéticas:

- s_A , derivado del integrama (valor acumulado de ecointegración que se dibuja también en el ecograma), asociado a un cardumen.²
- s_A , energía del cardumen sin promediar a la milla. Se deriva del integrama con la siguiente fórmula:

$$s_A(\text{cardumen}) = s_A(\text{milla}) \times (D_{\text{ESDU}}/L_{\text{cardumen}})$$

Donde $s_A(\text{milla})$ es la energía ecointegrada que proviene exclusivamente del cardumen y determinada por medición del integrama, D_{ESDU} es la distancia expresada en metros del ESDU y L_{cardumen} es la longitud del cardumen expresada en metros.

- s_V medio del cardumen, derivado a partir de la siguiente fórmula:

$$s_V = 10 \times \log((s_A(\text{cardumen}) / (4 \times \pi \times 1852^2 \times H_c)) / 10)$$

² Por el propio proceso de ecointegración, promediando valores a un intervalo de tiempo o distancia (en nuestro caso a una milla náutica), el valor que se obtiene de ecointegración de un cardumen dado, cuyo valor de puede derivar del salto que se visualiza en el integrama, está promediado a una milla (ver figura 3.1).



Donde H_c es la altura media del cardumen.

Además se han tipificado las ecotrazas en función de seis categorías, conforme a lo descrito en Reid et al. (2000) y coincidentes, en gran medida, con las propuestas por Petitgas y Levenez (1996) (figura 3.2):

- Cardumen: Ecograma mostrando una estructura compacta, con bordes bien definidos, separada de otras, visualizada siempre con una relación entre la altura y la anchura superior a uno (i.e. más alto que largo).
- Dispersos: Ecograma mostrando pequeñas ecotrazas, asimilables a peces aislados, en número alto, pero sin evidencias de procesos de agregación.
- Agregados: Ecogramas mostrando pequeñas ecotrazas, muy juntas entre sí, pero sin formar una única entidad.
- Cardumen irregular de fondo: Ecograma mostrando una ecotrafa sin una estructura espacial definida, con bordes irregulares, generalmente más ancha que alta, denotando a veces un proceso de transición entre el cardumen y el agregado y generalmente cerca del fondo.
- Capa pelágica: ecotrafa compacta, entre aguas, cuya longitud en el ecograma es muy superior a su altura.
- Capa de fondo: ecotrafa compacta, próxima al fondo, cuya longitud en el ecograma es muy superior a su altura.

Finalmente, 10 categorías de ecotrazas fueron asignadas a las siguientes especies:

- Sardina
- Jurel
- Caballa
- Anchoa
- Bacaladilla
- Ochovo (*Capros aper*)
- Trompetero (*Macrorhamphosus scolopax*)
- Capa demersal, próxima al talud con proporción indeterminada de caballa, jurel y bacaladilla
- Agregaciones costeras, en proporción indeterminada de boga (*Boops boops*), jurel blanco (*Trachurus mediterraneus*), estornino (*Scomber japonicus colias*)
- Sin determinar



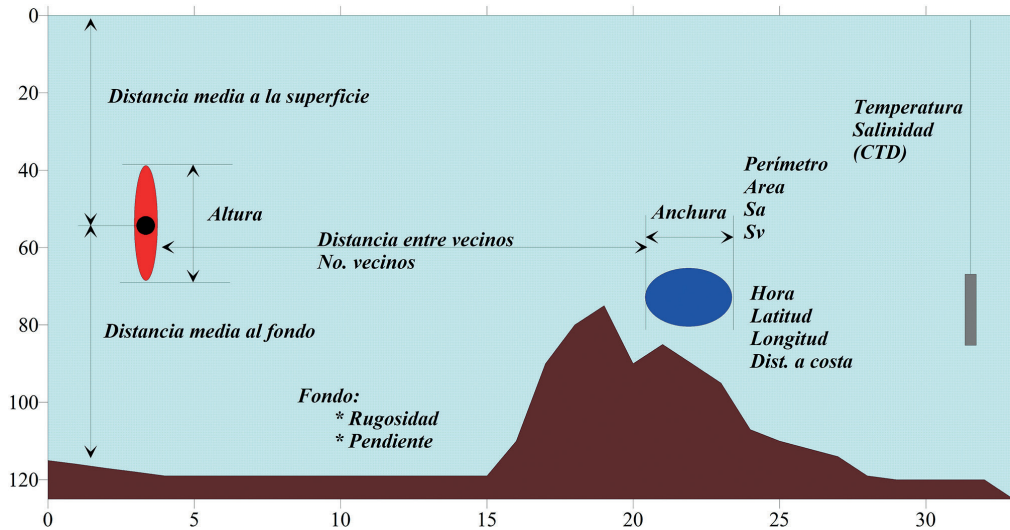


Figura 3.3.: Representación esquemática de las principales variables extraídas de los cardúmenes.

3.2.2.1. Correcciones a las variables morfológicas del cardumen

Dado que en el ecograma se registra la imagen obtenida por el eco proveniente del haz acústico y éste tiene un volumen asimilado a un cono cuyas secciones van aumentando en función de la profundidad, la imagen de los cardúmenes está distorsionada y esta distorsión depende de varios factores. Para el eje longitudinal los factores que deforman la imagen son los siguientes (figuras 3.4 y 3.5):

- TS del banco.
- Umbral de corte de la energía retrodifundida.
- Ángulo del lóbulo principal del haz acústico.
- Profundidad del cardumen.

Las correcciones en el plano vertical (altura del cardumen) dependen de la tasa de insonificación, σ_T , ya que la capacidad de discernimiento en la vertical depende de la misma.



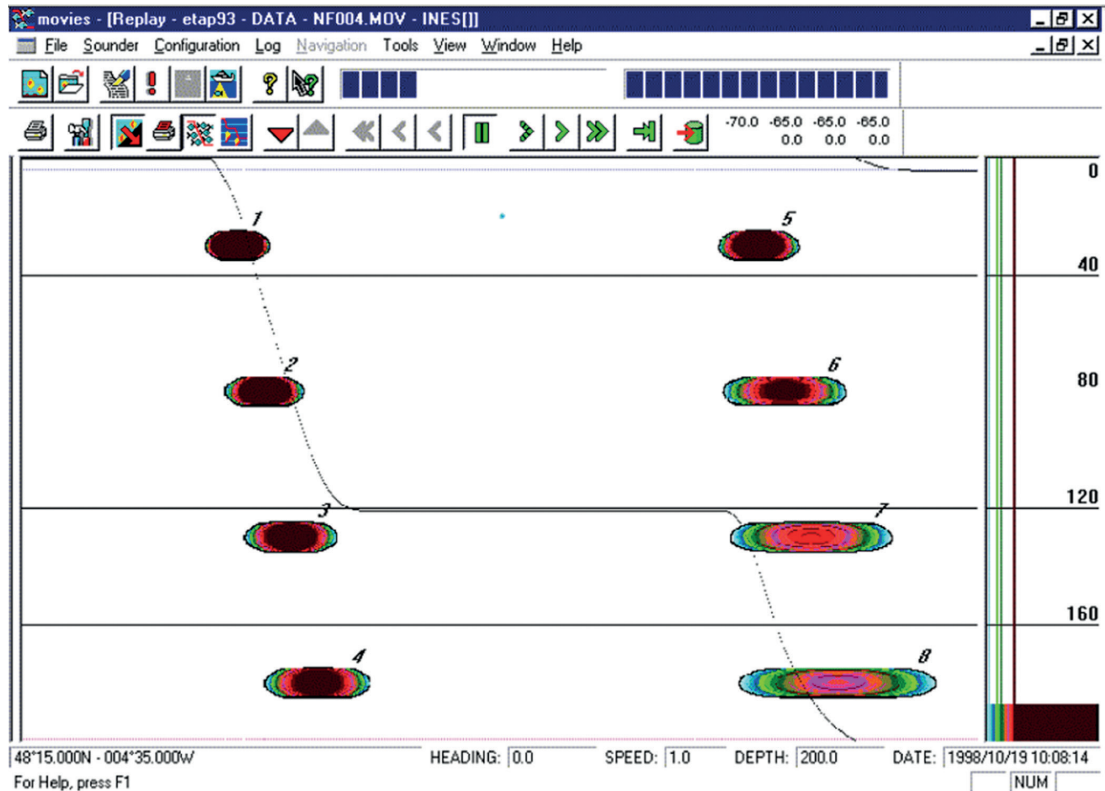


Figura 3.4.: Ecotrazo del mismo cardumen (longitud 20 m y S_v -35 dB) visualizado a diferentes profundidades (30, 80, 130 y 180 m) por dos transductores distintos; a la izquierda, un transductor con un ángulo de haz de 5° (cardúmenes 1-4); a la derecha, un transductor con un ángulo de haz de 15° (cardúmenes 5 a 8). La gama de colores que rodea al cardumen a profundidades crecientes son el resultado de los ecos reflejados cuando el cardumen no ocupa totalmente el volumen del haz. Para el haz de 15° y para profundidades superiores a 100 m, el ancho del haz es superior a la longitud del cardumen por lo que el valor medio retrodifundido es inferior, de ahí que cambie el color del s_v . Extraído de Reid (2000)

Para corregir la deformación ocasionada en la imagen, las medidas del cardumen deben ser corregidas de acuerdo con el algoritmo propuesto por Diner (1998):

$$2 \times D_m \tan(\varphi/2)$$

Donde D_m es la profundidad media del banco y φ es el ángulo de ataque, definido como el ángulo existente entre el transductor y el borde del banco en el momento de ser éste detectado, y es una función del ángulo del haz, la energía media y el umbral (figura 3.5).



resultando,

$$L_{cc} = L_c - 2 \times D_m \tan(\varphi/2)$$

$$H_{cc} = H_c - c\tau/2$$

Donde L_{cc} , H_{cc} , L_c y H_c son respectivamente la longitud y altura del cardumen corregida y la longitud y altura sin corregir.

Dado que el ancho del haz aumenta con la profundidad, si la longitud del cardumen es inferior al ancho del haz, no será posible medirlo correctamente. En consecuencia, aquellos cardúmenes cuya longitud sea inferior al diámetro del haz quedan excluidos de este análisis, denominándose “cardúmenes no válidos”.

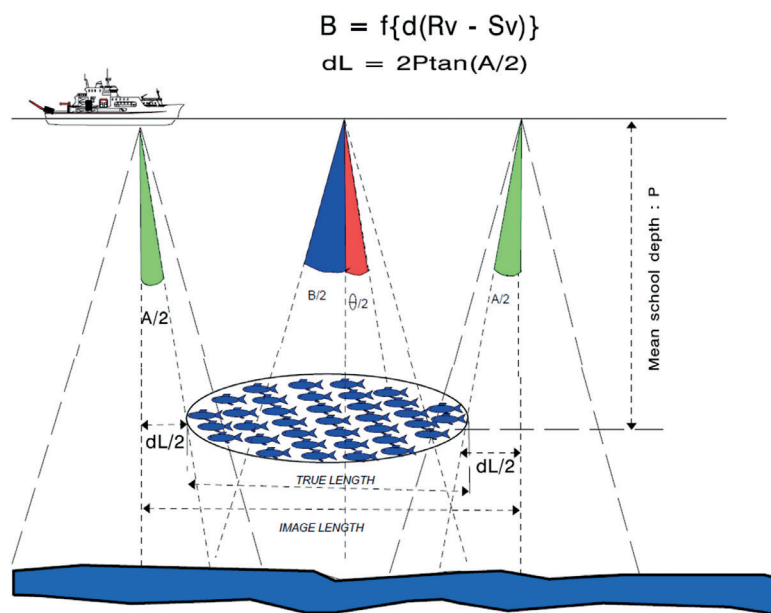


Figura 3.5.: Representación esquemática de la distorsión en longitud de un cardumen. Para corregir este efecto, es necesario determinar el ángulo de ataque (dL). Extraído de Reid (2000)

3.2.3. Análisis estadístico

Todo el análisis estadístico se ha realizado mediante los paquetes estadísticos S-plus y Statistica.



3.2.3.1. Bondad del proceso de extracción de variables

La bondad del método de extracción de las variables morfológicas y energéticas de los cardúmenes, fue testada mediante la comparación de los datos obtenidos de forma manual y automática en la campaña de 1997, única en la que se han guardado los datos en formato digital. El proceso automático de reconocimiento de cardúmenes y extracción de variables se hizo a través del módulo SCHOOLS del software Echoview, utilizando un umbral de -60 dB.

Las distribuciones de los datos obtenidos mediante ambos métodos (longitud, altura, perímetro area s_A y s_V) fueron contrastadas mediante el test de Wilcoxon para muestras pareadas. Este test no paramétrico, alternativo al t-test de Student, ha sido elegido por el elevado sesgo de los datos, alejados claramente de una distribución normal.

3.2.3.2. Consistencia en las asignaciones

Los cardúmenes se han caracterizado mediante técnicas multivariantes. Para los análisis, todas las variables lineales han sido transformadas a escala logarítmica. Un primer análisis descriptivo de las variables entre años y especies ha sido llevado a cabo mediante análisis de componentes principales (Anderson, 1958; Lebart et al., 1995). Para testar el grado de consistencia en las adjudicaciones, los cardúmenes fueron objeto de un análisis factorial discriminante (Cascoillos and Styan, 1973), empleando el método stepwise para determinar qué variables son las que mejor discriminan entre especies. El grado de consistencia se determinó comprobando la probabilidad discriminante de la función escogida mediante su uso en todos los cardúmenes.

3.2.3.3. Proceso de agregación

Los patrones diarios de agregación se analizaron mediante Modelos Aditivos Generales, cuyo uso se ha ido extendiendo en la investigación sobre poblaciones de peces tanto para la caracterización de su distribución y comportamiento como también realizar inferencias (Swartzman et al., 1994; Yee, 2009).

Supongamos que Y es una variable aleatoria respuesta y que X_1, \dots, X_p es un conjunto de variables predictivas. En este supuesto, podemos inferir cómo y en qué porcen-



taje el valor de Y depende de los valores X_1, \dots, X_p . Los modelos de regresión lineal asumen que el valor esperado de Y posee una forma lineal

$$E(Y) = f(X_1, \dots, X_p) = \beta_0 + \beta_1 X_1 + \dots + \beta_p X_p$$

Dada una muestra de valores para Y y X , los valores $\beta_0, \beta_1, \dots, \beta_p$ pueden ser estimados mediante el método de mínimos cuadrados (modelos de máxima verosimilitud, Hastie y Tibshirani, 1986).

El modelo aditivo generaliza el modelo lineal modelando el valor esperado de Y como

$$E(Y) = f(X_1, \dots, X_p) = s_0 + s_1(X_1) + \dots + s_p(X_p)$$

donde $s_i(X)$, $i = 1, \dots, p$ son funciones suavizantes. Estas funciones son estimadas de forma no paramétrica.

Por otra parte los modelos aditivos generalizados, al disponer funciones que vinculan $f(X_1, \dots, X_p)$ y los valores esperados de Y , permiten utilizar una serie de familias de distribuciones distintas a la normal. En efecto, los modelos gaussianos pueden no ser adecuados para modelar respuestas discretas tales como presencia/ausencia, como es el presente caso.

Para estudiar el proceso de formación cardúmenes se ha modelado la presencia de cardúmenes por unidad de muestreo (ESDU), escogiendo el tiempo y la profundidad como covariables. En concreto se ha modelado la probabilidad de ocurrencia de cardúmenes en función de la profundidad y de la hora, de forma combinada y aislada como base para testar la hipótesis nula de que la ocurrencia de cardúmenes es independiente de la hora y de la profundidad. Esta variable está muy correlacionada con otras variables de posición (distancia a la costa e incluso latitud), por lo que, en aras de reducir los grados de libertad, se ha utilizado un número mínimo de variables, evitando redundancias.

El modelo presencia/ausencia de cardúmenes en una milla es un modelo binomial con $y_i = 1/0$. La distribución de cada y_i se asume que sigue una función Binomial $B(1, \pi_i)$. La media π_i es la probabilidad de encontrar cardúmenes en el ESDU i , que es lo que se va a estimar mediante un Modelo General Aditivo. La función vínculo



es del tipo logístico para datos binarios ($\log(\pi_i/1 - \pi_i)$) (Hastie y Tibshirani, 1986). Para testar la hipótesis nula de que los cardúmenes se distribuyen aleatoriamente, sin ninguna relación en cuanto a las variables explicativas (hora y profundidad), se construyeron una serie de modelos, con las siguientes hipótesis de partida:

- La presencia o ausencia de cardúmenes obedece a una distribución aleatoria, no dependiente de ninguna variable explicativa. En este caso la presencia/ausencia de cardúmenes se puede describir única y exclusivamente mediante un modelo binomial:

$$E(Y)=\beta_0$$

Este modelo se toma como base comparativa para testar los siguientes. En S-plus, el modelo se define como :

`gam(bins~1,family=binomial)`

- La presencia o ausencia de cardúmenes depende de la hora o de la profundidad y esta relación se puede modelar en base a un modelo lineal dependiente de la variable hora o profundidad. En este caso la presencia/ausencia de cardúmenes se puede describir mediante un modelo lineal:

$$E(Y)=f(X_1, \dots, X_p)=\beta_0 + \beta_1 X_1$$

Donde los parámetros se estiman mediante criterios de máxima verosimilitud. Los modelos lineales estimados para la dependencia de la ocurrencia frente a la profundidad o la hora en S-plus son los siguientes:

`gam(bins~hora,family=binomial)`

`gam(bins~profundidad,family=binomial)`

donde bins es un contador binario de presencia (1)/ausencia(0) de cardúmenes en una milla determinada, asumiendo también una distribución binomial para el error. Esta distribución será también asumida para el resto de los modelos.

- La presencia o ausencia de cardúmenes depende de la hora o de la profun-



didad y esta relación de puede modelar en base a un modelo aditivo dependiente de la variable hora o profundidad. En este caso la presencia/ausencia de cardúmenes se puede describir mediante un modelo aditivo:

$$E(Y) = f(X_1, \dots, X_p) = s_0 + s_1(X_1)$$

La función suavizante utilizada es de tipo LOESS o LOWESS (acrónimo inglés de locally weighted scatterplot smoother, Cleveland (1979)). Este método no requiere una función previa predefinida. La función es ad-hoc y se construye en base a los datos. En cada punto de la serie de datos se obtiene un modelo de regresión polinomial estimado a partir de un subconjunto de datos próximo al valor a estimar; este polinomio es inferido mediante mínimos cuadrados ponderados. Además esta función es más robusta cuanto mayor sea el número de datos, cosa que este caso se cumple. Los modelos aditivos estimados para la dependencia de la ocurrencia frente a la profundidad o la hora con función suavizante de tipo LOESS en S-plus son los siguientes:

```
gam(bins~lo(hora),family=binomial)
```

```
gam(bins~lo(profundidad),family=binomial)
```

- La cuarta hipótesis es que la presencia o ausencia de cardúmenes depende de la hora y de la profundidad y esta relación de puede modelar en base a un modelo aditivo que tenga como variables predictivas independientes la hora y profundidad. El modelo a ajustar es el siguiente:

```
gam(bins~lo(hora)+lo(profundidad),family=binomial)
```

- Finalmente la quinta hipótesis es que la presencia o ausencia de cardúmenes depende de la hora y de la profundidad y esta relación de puede modelar en base a un modelo aditivo que tenga como variables predictivas la hora y profundidad, ambas como covariables. El modelo a ajustar es el siguiente:

```
gam(bins~lo(hora, profundidad, 0.25),family=binomial)
```

Para testar diferencias significativas entre modelos, se ha hecho un análisis de la desviación (ANODEV), cuya base teórica e inferencial es similar al Análisis de la Varianza, y se define como:



$$D = -2(\log(p(\langle y | \theta_0 \rangle)) - \log(p(\langle y | \theta_s \rangle)))$$

Donde θ_0 son los valores ajustados para el modelo M_0 mientras que θ_s lo son del modelo "real". La desviación es usada para comparar y testar diferencias entre dos modelos. En S-Plus este contraste se realiza mediante la función `anova()` para GAM's.

Tabla 3.2. Datos generales de los datos analizados, con el número de millas de radial recorridas en cada campaña, el número de millas analizadas (% entre paréntesis), el número de millas vacías así como la caracterización de los principales tipos de agregación encontrados y el número de cardúmenes encontrados.

	AÑO					Total
	1992	1993	1995	1996	1997	
Millas recorridas	1588	1857	547	785	1427	6204
Millas analizadas	1442 (90.8)	1627 (87.61)	542 (99.08)	663 (84.45)	1088 (76.24)	5362 (86.42)
Millas vacías	190 (13.17)	194 (11.92)	59 (10.88)	121 (18.25)	188 (17.27)	752 (14.02)
Millas con cardúmenes	281 (19.48)	279 (17.14)	218 (40.22)	154 (23.22)	184 (16.91)	1116 (20.81)
Millas con peces dispersos	1027 (71.22)	1372 (84.32)	481 (88.74)	508 (76.62)	796 (73.16)	4184 (78.03)
Millas con agregados	429 (29.75)	200 (12.29)	66 (12.17)	143 (21.56)	98 (9)	936 (17.45)
Millas con capa pelágica	15 (1.04)	47 (2.88)	31 (5.71)	27 (4.07)	92 (8.45)	212 (3.95)
Millas con capa de fondo	304 (21.08)	85 (5.22)	72 (13.28)	220 (33.18)	294 (27.02)	975 (18.18)
Millas con otro tipo de estructura	0 (0)	51 (3.53)	0 (0)	3 (0.2)	0 (0)	54 (3.74)
No total de cardúmenes	654	686	673	644	465	3122
No de cardúmenes "válidos"	487 (74.46)	524 (76.38)	400 (59.43)	370 (57.45)	284 (61.07)	2065 (66.14)
Esperanza de cardúmenes en millas positivas	1.73	1.88	1.83	2.40	1.54	1.85
Esperanza sobre el total de millas	0.34	0.32	0.74	0.56	0.26	0.39

3.3. RESULTADOS

En total fueron revisadas 6.204 millas náuticas correspondientes a las campañas acústicas, de las cuales 5.362 fueron analizadas para el presente trabajo. En las campañas de los años 1995 y 1996, debido que la cobertura se circunscribió entre las isobatas de 20 y 200m (especialmente en el 95 ya que en el año 96 algunos radiales se extendieron también hasta los 1000 m), el número de millas analizadas ha sido muy inferior (un 34 y un 48% respectivamente).

En la tabla 3.2 se resumen los datos por campaña. Tan sólo en 752 de las millas analizadas no se encontraron peces (12% del total). En todas las campañas se han encontrado todos los tipos de agregación posibles, siendo muy alto y a la vez constante,



el número de eco-trazas dispersas encontradas, correspondientes a peces o grupos muy pequeños de peces, sin aparente conexión entre ellos, y cuyo porcentaje varió entre el 71% y el 89% de presencia en las millas analizadas. La ocurrencia de millas con cardúmenes ha sido similar en las campañas de los años 1992, 1993 y 1997, cercana al 18%; sin embargo este porcentaje ha sido superior para la campaña del año 1996 (23%) y para la del año 1995 (40 %). Ello se puede explicar por la mayor presencia de cardúmenes sobre la plataforma continental, por lo que las campañas que tan sólo han cubierto esta zona (1995 y en menor medida la de 1996) presentan un porcentaje mayor al haber cubierto tan sólo la zona de mayor probabilidad de ocurrencia de cardúmenes. En cuanto a las otras formas de agregación (agregados, capas pelágicas o de fondo) su presencia ha sido más variable y sin aparente relación entre años.

Tabla 3.3.: Número de cardúmenes asignados a especies por año.

	1992	1993	1995	1996	1997
Sardina	209	203	80	181	125
Jurel	68	87	166	149	100
Caballa	23	33	9	3	4
Anchoa	62	51	49	1	12
Bacaladilla	24	5	-	-	6
Ochavo	17	-	11	12	4
Trompetero	-	75	-	6	4
Capa demersal	62	25	18	7	4
Agregaciones cost.	22	45	67	11	25
Total	487	524	400	370	284

Por otra parte, el número total de cardúmenes ha sido muy constante entre 1992 y 1996 con una media de 664 cardúmenes por campaña. Sin embargo para el año 1997, el número de cardúmenes encontrado ha sido muy inferior (reducción cercana al 30%). Además, llama la atención la tendencia a la disminución de su tamaño. Así, en los años 1992 y 1993 el número de cardúmenes cuya longitud ha sido superior al diámetro del haz del transductor (i.e. cardúmenes válidos) ha sido cercano al 75% del total mientras que para el resto de las campañas este porcentaje disminuyó hasta el 61%.

Sobre los cardúmenes válidos se han llevado a cabo el resto de los análisis. En la tabla 3.3 se muestra la distribución por especies. En todos los años han sido ma-



yoritarios los cardúmenes asignados a sardina salvo en el año 1995. En este año la presencia de jurel fue alta, marcando una tendencia distinta a la observada en los años 1992 y 93, con asignación cercana al 15% de los cardúmenes analizados, para incrementarse hasta el 40% en los años 95 y 96 y del 35% en el 97. También destaca la tendencia decreciente en la serie histórica de las asignaciones a anchoa y bacaladilla. De igual manera, los cardúmenes más demersales, sin determinar pero con mayor probabilidad de atribución a lirio, jurel o caballa, también disminuyen de forma acusada. En cuanto a los cardúmenes costeros sin asignar, en la mayoría de los casos corresponden a cardúmenes localizados en el Golfo de Vizcaya, en donde la boga (*Boops boops*) y el estornino (*Scomber colias*) suelen ser las especies dominantes. Su número e importancia es muy variable al igual que la presencia de ochavo y, sobre todo de trompetero.

Tabla 3.4.: Distancia media a costa (millas náuticas) y coeficiente de variación, expresado en %, entre paréntesis por asignación de cardúmenes y año.

	1992	1993	1995	1996	1997
Sardina	2.57 (75)	3.65 (78.9)	2.36 (110.1)	1.48 (51.3)	3.48 (57.1)
Jurel	10.36 (48.4)	6.95 (61.1)	7.2 (53.6)	6.1 (61.9)	8.35 (56.7)
Caballa	9.41 (38.2)	9.1 (39.6)	6.82 (57.1)	5.37 (18.4)	12.94 (118.7)
Anchoa	7.1 (91.4)	7.7 (68.1)	8.75 (35.6)	1.35 (-)	9.69 (24)
Bacaladilla	13.62 (39.3)	16.65 (56.3)	-	-	36.79 (36.2)
Ochavo	11.4 (16.4)	-	7.92 (16.9)	8.21 (46.5)	11.72 (25.2)
Trompetero	-	11.79 (23)	-	8.81 (23.1)	11.81 (5.6)
Capa demersal	10.34 (44.6)	14.55 (51.5)	8.5 (50.4)	9.9 (28.7)	10 (30.3)
Agregaciones cost.	3.76 (73.6)	7.71 (90.5)	3.46 (70.2)	2.24 (101.3)	2.08 (81.7)
Total	6.45 (85.2)	7.09 (76.7)	5.87 (68.9)	3.89 (94)	6.51 (102.4)

En la tabla 3.4 se muestran las distancias medias a costa, expresadas en millas náuticas, con su coeficiente en porcentaje, de los cardúmenes por especies y año. La sardina es, en general, la especie más costera, mientras que también destaca el continuo abandono de la población de bacaladilla de la plataforma continental.

Su distancia media aumentó de las 13 millas a las 16 entre el año 1992 y el 93; en los años 95 y 96, dado que las campañas se circunscribieron mayoritariamente a la plataforma, no se detectaron cardúmenes de esta especie, volviendo a ser encontrados, a 36 millas de distancia de la costa, en el año 1997, cuando la cobertura de la campaña se volvió a extender hasta los 1000 m.



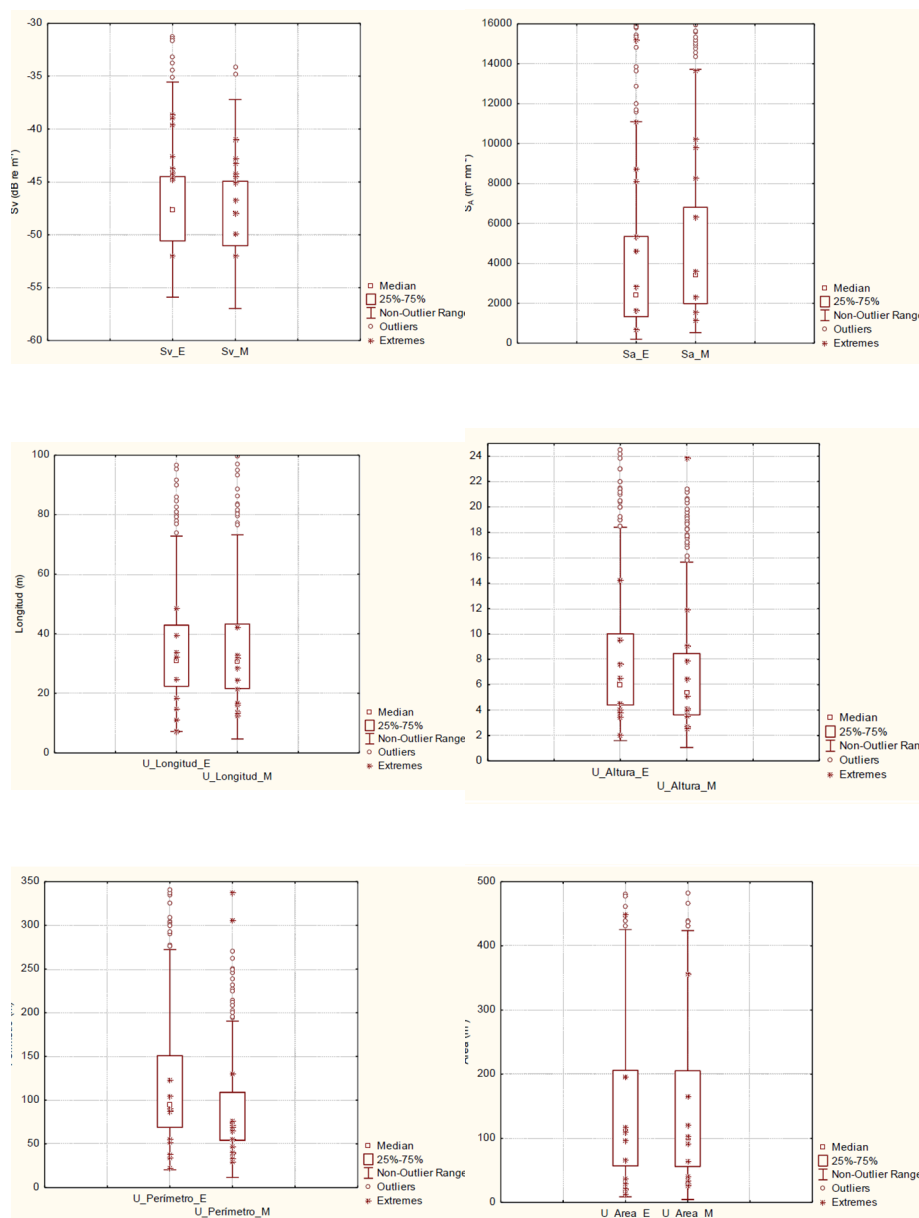


Figura 3.6.: Representación en cajas (box-plots) de las variables S_A , S_V , Longitud, Altura, Perímetro y Área sin corregir (prefijo $U_$), tomadas de forma automática (sufijo $_E$) y de forma manual (sufijo $_M$). Debido al importante sesgo de los datos, los gráficos han sido truncados, por lo que no se representan los valores extremos y outliers máximos.



3.3.1. Bondad del proceso de extracción de variables

De los pares de mediciones para las variables morfológicas y energéticas obtenidas con los procedimientos automático y manual se han excluido 11 pares de datos, por su gran discrepancia, posiblemente derivada de una toma de datos anómala, especialmente en la medida del integrama y/o por haber sospechas fundadas de que los cardúmenes a comparar no eran coincidentes.

En la figura 3.6 se muestran en gráficos de cajas “box-plots” las seis variables testadas en este análisis. Como se puede observar, todas las variables presentan una distribución sesgada, lo que corrobora la elección de los test no paramétricos para este análisis.

En la figura 3.7 se muestran los gráficos de dispersión de las comparaciones entre las medidas automáticas (Echoview) y las manuales para cada una de las variables. En relación a las variables energéticas, la medida automática del s_v medio ha sido ligeramente mayor en el método automático, tal como se puede ver tanto en el valor mediano como en los límites del diagrama box-blots así como en la proporción de puntos por debajo de la bisectriz marcada en el gráfico de dispersión. Por el contrario, en los valores asignados a la energía ecointegrada, s_A , se observa un efecto de sesgo de medida. Para aquellos cardúmenes pequeños y/o con energía inferior al valor mediano, la extracción manual tiende a atribuir más energía de la real mientras que para los valores de gran cantidad de energía ecointegrada (siete observaciones) el sistema manual ha infravalorado su valor real, lo que podría estar indicando un error de medida para estos valores. Obviando estos valores, es muy probable que en las medidas tomadas con el sistema manual se estén incluyendo ecos provenientes de otros blancos. Ello es debido a que con el sistema manual, se asume que la integración medida en el integrama se corresponde en exclusiva al cardumen cuando realmente corresponde a toda la columna de agua; además el umbral de ecointegración en papel está fijado en -80 dB mientras que con el sistema automático este umbral se ha fijado en -60 dB. Esto puede estar provocando que de forma consistente la energía atribuida al cardumen de forma manual sea mayor a la que realmente tiene (sistema automático). El test de Wilcoxon aplicado a los pares de s_A ha dado diferencias significativas entre ambas distribuciones ($p \leq 6.839e-17$), con una suma de rangos para el sistema manual superior que el sistema automático. Contradictoriamente, el valor de s_v medio extraído de forma automática es más alto que el derivado para el sistema manual y, entre ambos, existen diferencias significativas ($p \leq 2.323e-08$).



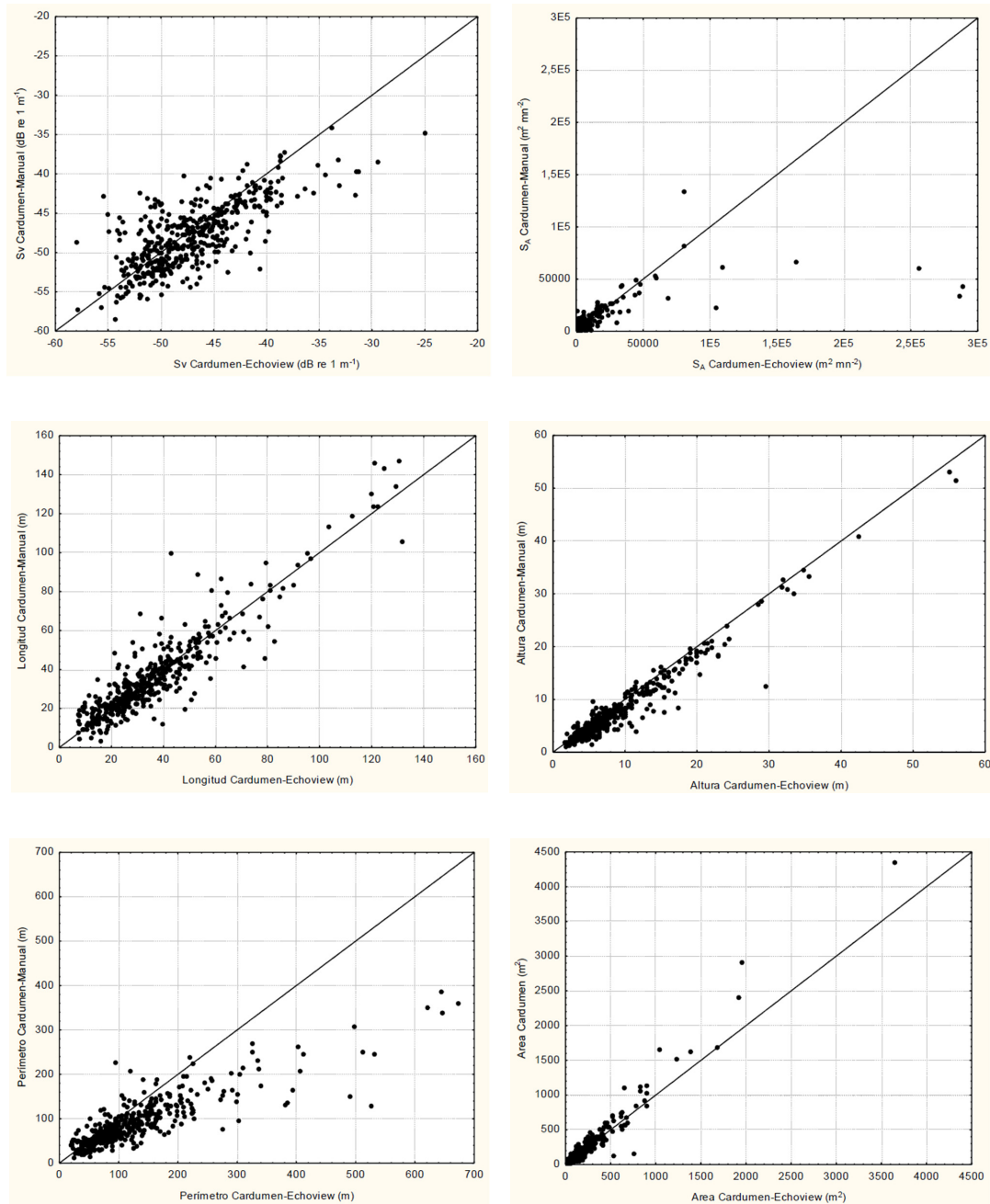


Figura 3.7.: Gráficos de dispersión de la comparación entre la toma de medidas Manual (eje ordenadas) y con Echoview (eje abscisas)

En cuanto a las variables morfológicas, no se han encontrado diferencias significativas entre las medianas de las longitudes de cardumen medidas con el sistema automático y el manual ($p \leq 0.7969$) ni entre las medianas de las áreas ($p \leq 0.4806$). Sin embargo, todo parece indicar que las medidas de perímetro han tenido un problema de extracción, al dar diferencias significativas entre ambos sistemas ($p \leq 1.686e-44$). Esta diferencia no tiene mucha lógica ya que el sistema de cálculo del área ha sido similar, circunscribiendo de forma manual el cardumen, por lo que no debería haber diferencias. Visualmente se puede observar cómo existe una tendencia en el error, con un incremento en la diferencia en las medidas a medida que los tamaños de los cardúmenes aumenta. Analizada esta tendencia mediante una regresión, esta sale significativa, con r^2 del 82%. El ANOVA correspondiente también da significativo ($p = 0,0000$). El valor de la pendiente es 1.5257 y la ordenada en el origen -13.7334. Corregidas las medidas con estos valores, las distribuciones en perímetro se equiparan, sin haber diferencias significativas entre ambas ($p \leq 0.5948$). Finalmente, la altura también ha dado diferencias significativas, siendo más altos los medidos de forma automática ($p \leq 2.039e-24$). Sin embargo en este caso conviene aclarar que los valores medios de ambas distribuciones han sido similares, con apenas 90 cm de diferencia entre ambas (8.3 m de altura media para el sistema automático y 7,4 m) así como las medianas (6 m frente a 5.4 m) y que la diferencia media entre las mediciones ha sido de 1.18 m (0.9 m para la mediana), por lo que los errores no son importantes.

Debido a los problemas que pudo haber en la obtención del perímetro, y dada la alta correlación entre esta variable y la longitud (correlación de un 81% significativa a $p < 0.05$) para el posterior análisis no se tendrá en cuenta esta variable. De igual modo, las discrepancias entre las variables energéticas (s_A , s_V), para los siguientes análisis se ha utilizado el s_A así como la densidad, calculada como s_A/Area para tipificar los cardúmenes, ya que el s_V se ha derivado de la misma.



Tabla 3.5. Tabla resumen con las principales variables utilizadas en el análisis multifactorial así como el número de cardúmenes por tipología. Se representan los valores medios y la desviación estándar (entre paréntesis) de hora decimal; distancia a costa expresada en millas náuticas; posición vertical (profundidad media del cardumen) expresada en metros; anchura del cardumen (m); altura del cardumen (m); área o superficie del cardumen (m^2); Energía del cardumen expresada en S_A ; densidad del cardumen, expresada como energía/área; profundidad de la columna de agua (m).

	Número	Hora	Deosta	Posición V	Anchura	Altura	Area	Energía	Densidad	Profundidad
Sardina	798	11.15 (5.34)	2.71 (2.27)	42.05 (22.9)	30.53 (22)	6.73 (5.45)	164.96 (267.94)	203.45 (719.54)	1.44 (2.06)	61.62 (27.01)
Jurel	570	12.03 (5.09)	7.45 (4.39)	101.66 (35.53)	53.79 (30.72)	7.79 (5.05)	272.03 (332.53)	157.71 (270.11)	0.66 (1.92)	115.99 (35.73)
Caballa	72	11.02 (5.53)	9.02 (4.96)	96.37 (45.83)	48.75 (30.44)	14.81 (9.27)	503.48 (750.55)	53.26 (57.05)	0.17 (0.16)	138.72 (56.44)
Anchoa	175	10.98 (6.66)	7.88 (5.16)	21.11 (21.22)	25.18 (38.29)	7.55 (6.52)	172.85 (378.8)	248.31 (460.29)	3.95 (17.88)	122.52 (54.23)
Bacaladilla	35	10.67 (6.9)	18.02 (11.48)	115.77 (82.18)	74.7 (53.26)	14.98 (7.58)	748.39 (940.42)	372.4 (975.5)	0.61 (0.64)	267.09 (179.02)
Ochavo	44	10.81 (5.07)	9.69 (3)	88.53 (15.35)	63.01 (40.81)	19.72 (9.72)	776.43 (730.8)	161.35 (148.23)	0.21 (0.1)	120.03 (12.76)
Trompetero	85	10.58 (2.54)	11.58 (2.71)	73.33 (28.92)	45.87 (29.66)	19.89 (12.47)	732.49 (904.52)	213.06 (308.03)	0.35 (0.52)	157.02 (28.15)
Capa demersal	116	10.42 (4.97)	10.92 (5.52)	119.05 (40.84)	68.55 (48.08)	12.86 (14.46)	616.98 (1381.16)	125.85 (212.66)	0.32 (0.53)	150.87 (44.69)
Agregaciones cost.	170	11.72 (5.81)	4.34 (4.59)	44.21 (25.47)	32.55 (26.93)	7.23 (7.96)	208.53 (514.23)	90.9 (146.78)	1.11 (2.27)	88.67 (79.96)

3.3.2. Consistencia de las asignaciones

En la tabla 3.5 se muestran las principales variables que se usaron para analizar la consistencia de las adjudicaciones directas hechas en base al examen de los eco-gramas. Junto con estas variables, se ha adjuntado una nueva variable de localización que divide la zona estudiada en las siguientes zonas, delimitadas por las coordenadas:

- Rías Baixas: Latitud inferior o igual a 43°N
- Rías Altas: Latitud Superior a 43°N y Longitud mayor de 8°W
- Cantábrico Oeste: Longitud entre 8°W y 6°45'W
- Cantábrico Central Oeste: Longitud entre 6°45'W y 5°18'W
- Cantábrico Central: Longitud entre 5°18'W y 4°W
- Cantábrico Central Este: Longitud entre 4° W y 2°45'W
- Cantábrico Este: Longitud inferior a 2°45'W

Esta nueva variable sustituye a las variables de latitud y longitud, incorporando de este modo una información cualitativa de la distribución geográfica de las variables. La elección de estas áreas se justifica en el capítulo 6 de la presente tesis. Conforme a lo mostrado en la tabla 3.5, hay importantes diferencias en los valores medios de muchas de las variables analizadas. Sin embargo, la Hora parece semejante para todos los cardúmenes. Varias variables presentan correlaciones significativas, destacando la existente entre la Anchura, Altura y Area ($r>0.84$), así como entre la distancia a costa y la profundidad total ($r=0.87$). Finalmente, también es importante la relación entre la anchura del cardumen y su posición en la columna de agua ($r=0.66$).

En el Análisis de Componentes Principales por campaña, los primeros cuatro componentes explican entre el 76 y el 83 % de la varianza (Tabla 3.6). Como ya se había comprobado en el anterior análisis de correlaciones, los componentes están asociados a una serie de características de los cardúmenes (Figura 3.8). El componente primero relaciona las variables morfológicas de los cardúmenes y también las de localización (profundidad total y distancia a costa, ambas a su vez con alta correlación). El segundo componente relaciona las variables energéticas, salvo para el año 1992, para el cual las variables zona, temperatura y salinidad presentan correlaciones superiores a 0.65. De forma complementaria, en todos los años salvo para el 1992, el tercer componente está más correlacionado con la localización geográfica a lo largo de la costa (y también con las variables oceanográficas) mientras que para el año 1992 este componente está más correlacionado con las variables energéticas. El cuarto componente, cuya varianza explicada es semejante a la del tercero, está más relacionado con la hora.



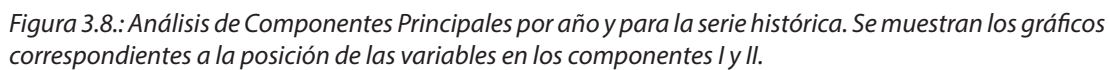


Tabla 3.6.: Análisis de Componentes Principales sobre el total de los cardúmenes, para cada año y para toda la serie. Se muestran los pesos para los cuatro primeros factores así como los eigen valores y el % de varianza explicada por cada factor. En negrilla se muestran las correlaciones que exceden 0.65.

	1992				1993				1995			
	Factor 1	Factor 2	Factor 3	Factor 4	Factor 1	Factor 2	Factor 3	Factor 4	Factor 1	Factor 2	Factor 3	Factor 4
ZONA	0.19	0.80	0.38	0.10	-0.45	-0.41	0.73	0.03	0.33	0.46	-0.39	0.48
TEMPERATURA	-0.43	-0.69	-0.17	0.14	-0.25	0.67	-0.50	0.02	-0.75	-0.45	0.04	0.03
SALINIDAD	0.31	-0.70	-0.44	0.14	0.58	0.03	-0.45	-0.02	0.40	0.03	0.71	-0.40
HORA	0.05	-0.04	0.09	0.94	0.01	-0.11	-0.14	0.35	0.08	-0.13	0.09	0.62
DCOSTA	0.79	-0.15	0.00	-0.08	0.65	0.04	0.17	0.67	0.68	0.00	-0.52	-0.38
POSICIÓN V	0.82	0.01	-0.35	-0.14	0.62	-0.57	-0.07	-0.16	0.72	0.21	0.47	-0.04
ANCHURA	0.87	-0.04	0.05	-0.04	0.77	-0.06	0.15	-0.49	0.87	-0.10	0.14	0.18
ALTURA	0.74	-0.10	0.26	0.21	0.87	0.19	0.04	-0.02	0.66	-0.46	-0.01	0.19
AREA	0.92	0.00	0.16	0.03	0.94	0.09	0.08	-0.21	0.88	-0.34	0.06	0.19
ENERGÍA	0.26	-0.56	0.74	-0.08	0.47	0.66	0.46	-0.25	0.31	-0.88	-0.07	0.05
DENSIDAD	-0.52	-0.56	0.52	-0.17	-0.41	0.69	0.38	0.03	-0.45	-0.67	-0.11	-0.18
PROFUNDIDAD	0.82	-0.19	-0.05	-0.11	0.72	0.09	0.16	0.57	0.68	0.02	-0.45	-0.42
Eigen valor	4.78	2.31	1.41	1.06	4.54	1.92	1.44	1.27	4.54	2.03	1.41	1.23
% Varianza	39.81	19.28	11.76	8.83	37.83	16.01	12.03	10.61	37.85	16.91	11.74	10.26
Total												
	1996				1997				1997			
	Factor 1	Factor 2	Factor 3	Factor 4	Factor 1	Factor 2	Factor 3	Factor 4	Factor 1	Factor 2	Factor 3	Factor 4
ZONA	0.58	0.49	0.23	-0.24	-0.61	-0.01	-0.75	0.05	0.09	-0.51	0.68	-0.13
TEMPERATURA	-0.75	-0.43	-0.22	0.19	-0.49	-0.40	0.56	-0.18	-0.49	0.49	-0.29	0.13
SALINIDAD	0.09	0.05	-0.91	0.17	0.78	0.20	0.33	-0.03	0.26	0.03	-0.67	-0.09
HORA	0.03	0.10	0.28	0.92	0.03	0.23	-0.14	-0.96	0.03	-0.05	0.10	0.97
DCOSTA	0.90	0.05	-0.04	0.08	0.80	0.03	-0.03	0.08	0.76	0.01	0.04	-0.02
POSICIÓN V	0.89	0.16	-0.21	0.05	0.81	0.43	0.10	0.01	0.73	-0.29	-0.26	0.01
ANCHURA	0.89	-0.12	-0.09	-0.04	0.85	-0.13	0.05	0.01	0.85	0.05	0.00	0.00
ALTURA	0.74	-0.41	0.15	0.10	0.71	-0.42	-0.30	-0.04	0.78	0.29	0.08	0.08
AREA	0.91	-0.30	0.03	0.03	0.87	-0.35	-0.17	-0.03	0.92	0.19	0.05	0.02
ENERGÍA	0.54	-0.78	0.08	-0.05	0.45	-0.85	-0.05	-0.09	0.42	0.80	0.30	-0.04
Eigen valor	3.88	2.81	1.58	1.35	4.75	1.86	1.56	1.23	3.34	2.86	2.40	1.25
% Varianza	32.30	23.43	13.14	11.22	39.59	15.54	13.02	10.25	27.84	23.82	19.97	10.43

Tabla 3.7. Análisis de Componentes Principales sobre el total de los cardúmenes, para cada especie. Se muestran los pesos para los cuatro primeros factores así como los eigen valores y el % de varianza explicada por cada factor. En negrilla se muestran las correlaciones que exceden 0.65.

	Sardina				Jurel				Caballa				Anchoa			
	Factor 1	Factor 2	Factor 3	Factor 4	Factor 1	Factor 2	Factor 3	Factor 4	Factor 1	Factor 2	Factor 3	Factor 4	Factor 1	Factor 2	Factor 3	Factor 4
ZONA	0.51	-0.45	0.44	0.09	-0.24	0.67	0.45	-0.19	-0.30	-0.72	0.08	0.25	-0.21	-0.48	0.46	0.08
TEMPERATURA	-0.54	0.42	0.10	-0.05	-0.31	-0.68	-0.05	0.26	-0.36	0.57	-0.44	-0.12	-0.16	0.46	0.35	0.24
SALINIDAD	0.12	0.04	-0.79	-0.31	0.35	-0.51	-0.52	0.18	0.54	0.58	0.10	-0.18	0.24	-0.10	-0.14	0.59
HORA	-0.08	-0.08	0.37	-0.91	0.01	0.00	-0.22	-0.65	0.01	0.28	0.57	-0.37	0.28	-0.01	-0.05	-0.74
DCOSTA	0.72	-0.17	0.26	0.09	0.81	0.18	-0.23	-0.15	0.71	0.07	0.21	-0.15	0.55	0.56	0.39	0.11
POSICIÓN V	0.63	-0.21	-0.41	-0.08	0.83	0.25	-0.36	-0.05	0.77	-0.22	0.29	0.22	0.44	-0.46	-0.17	0.51
ANCHURA	0.79	0.25	-0.10	-0.03	0.85	-0.03	0.08	0.08	0.72	-0.29	-0.22	0.21	0.78	-0.41	-0.03	-0.03
ALTURA	0.79	0.29	0.12	-0.11	0.65	-0.12	0.51	0.19	0.78	0.16	-0.29	-0.20	0.88	-0.12	0.12	-0.11
AREA	0.91	0.27	0.00	-0.05	0.88	-0.05	0.36	0.17	0.90	-0.05	-0.32	0.02	0.94	-0.21	0.09	-0.07
ENERGÍA	0.45	0.85	0.10	0.01	0.66	-0.50	0.45	-0.25	0.35	-0.59	-0.35	-0.61	0.72	0.25	-0.49	-0.06
DENSIDAD	-0.30	0.78	0.10	0.07	-0.14	-0.68	0.17	-0.56	-0.62	-0.40	0.06	-0.58	-0.05	0.38	-0.82	0.11
PROFUNDIDAD	0.81	-0.13	0.00	0.06	0.86	0.18	-0.27	-0.14	0.64	-0.19	0.41	-0.14	0.59	0.59	0.34	0.14
Eigen valor	4.49	2.03	1.25	0.98	4.73	2.02	1.42	1.05	4.47	1.96	1.19	1.13	3.82	1.75	1.58	1.29
% Varianza	37.41	16.92	10.41	8.16	39.40	16.86	11.83	8.76	37.28	16.35	9.95	9.40	31.81	14.60	13.17	10.74

Si el análisis de componentes principales se realiza para cada especie, se puede observar cómo los diferentes componentes ayudan a diferenciar entre especies (Tabla 3.7). Esto es más claro cuando las variables se analizan en función de seis clases tipificadoras en las que se agrupan las variables morfológicas (Altura, Anchura y Área), las energéticas (s_A y Densidad), las de posición (Posición Vertical, Profundidad y Distancia a Costa), las oceanográficas (Temperatura y Salinidad) y como independientes la Zona y la Hora y se ven las correlaciones más altas de cada una de ellas para cada factor y especie (Figura 3.9). Las especies con correlaciones y factores más parecidos son sardina y jurel, aunque pueden llegar a diferenciarse a través de la densidad.



Figura 3.9.: Representación esquemática del Análisis de Componentes Principales realizado sobre las especies. Las variables se muestran en seis categorías, agrupando las variables morfológicas (Altura, Anchura y Área), las energéticas (s_A y Densidad), las de posición (Posición Vertical, Profundidad y Distancia a Costa), las oceanográficas (Temperatura y Salinidad) y como independientes la Zona y la Hora. En el eje de las ordenadas se han puesto los cuatro primeros componentes y en color se muestran las correlaciones superiores a 0.65 para cada categoría y para cada especie, que, a su vez, se representan por los siguientes colores: Rojo, sardina; azul claro, jurel; amarillo, caballa; verde, anchoa; azul oscuro, bacaladilla; violeta, ochavo; y gris, trompetero.

Por otra parte, se ha llevado a cabo un nuevo análisis de componentes principales incorporando la variable campaña. Para la sardina, jurel y caballa así como para los cardúmenes costeros (Csp), dicha inclusión no supone ningún cambio. Sin embargo, para la anchoa, se observa una correlación superior a 0.65 en el componente segundo. De igual manera la correlación es superior a 0.65 en el componente primero para bacaladilla, trompetero y también es alta para el ochavo. Finalmente, los cardúmenes de profundidad (Dsp) también muestran una alta correlación en el componente. En el caso de bacaladilla, trompetero y ochavo dicha correlación podría estar relacionada por su ausencia en determinados años, mientras que para la anchoa dicha correlación podría estar relacionada con una serie de cardúmenes detectados en el año 1997 y que fueron corroborados mediante pescas, cuyo comportamiento agregativo era totalmente distinto al observado en el resto de la serie histórica. Finalmente, la correlación entre el componente tercero y los cardúmenes demersales podría estar relacionado con la propia heterogeneidad de esta clasificación, que incluye aquellas eco-trazas cuyas características no permiten una asigna-



ción clara a especies (i.e. cardúmenes desconocidos), y que varían en función de las especies dominantes que los constituyan.

Sobre esta base se ha hecho el análisis factorial discriminante, cuyos principales resultados se muestran en las tablas 3.8 y 3.9.

Tabla 3.8.: Resultados del análisis factorial discriminante. Porcentaje de cardúmenes discriminados para cada especie y año.

	1992	1993	1995	1996	1997	Total
Sardina	83.25	74.88	93.75	97.79	78.40	84.71
Jurel	89.71	75.86	81.93	71.81	75.00	78.07
Caballa	47.83	27.27	22.22	0.00	0.00	30.56
Anchoa	51.61	76.47	87.76	100.00	25.00	67.43
Bacaladilla	16.67	20.00	-	0.00	33.33	20.00
Ochavo	70.59	-	36.36	8.33	0.00	38.64
Trompetero	-	88.00	-	33.33	100.00	84.71
Capa demersal	24.19	12.00	38.89	0.00	0.00	21.55
Agregaciones cost.	0.00	2.22	2.99	0.00	0.00	1.76
Total	63.45	64.31	67.25	77.84	64.08	67.07

Ninguna de las variables seleccionadas para este análisis ha sido rechazada (método stepwise), lo que refuerza la importancia de las mismas a la hora de discriminar entre especies. Para las especies más importantes (sardina y jurel) se observa una gran consistencia en las asignaciones. Especialmente alta es la consistencia observada en las asignaciones a sardina que casi llegan al 98% en el año 1996 y siempre han sido superiores al 75%. Si exceptuamos a los grupos heterogéneos de los agregados costeros y demersales, hay una gran consistencia, superior al 75 % en las asignaciones a cada especie. Aquellas especies cuyo comportamiento agregativo normal no se puede asimilar a la categoría de cardumen (caballa, lirio y ochavo en algunas circunstancias) presentan un grado de discriminación más bajo. Dadas las características afines que a veces muestran los cardúmenes de sardina con los de juveniles de jurel (individuos tallas inferiores a 23 cm), la discriminación entre ambos puede ser inferior en zonas costeras. Por otra parte, la baja coincidencia entre los cardúmenes de sardina en el año 1997 está motivado por una serie de cardúmenes, localizados en la zona oriental (Cantábrico Este) cuya densidad era más baja y estaba compuesto por adultos en puesta, justo en el momento de la freza, en una fase de transición entre el cardumen y el agregado.



Tabla 3.9. Resultados del análisis factorial discriminante. Número de cardúmenes asignados por categoría de especie. La diagonal, en negrita, muestra el número de cardúmenes correctamente asignados, mientras que el total del eje de las ordenadas muestra el número total de cardúmenes con características semejantes a cada especie (i.e. discriminados para esa categoría) mientras que el total del eje de las abscisas muestra el número real de cardúmenes asignados a cada categoría.

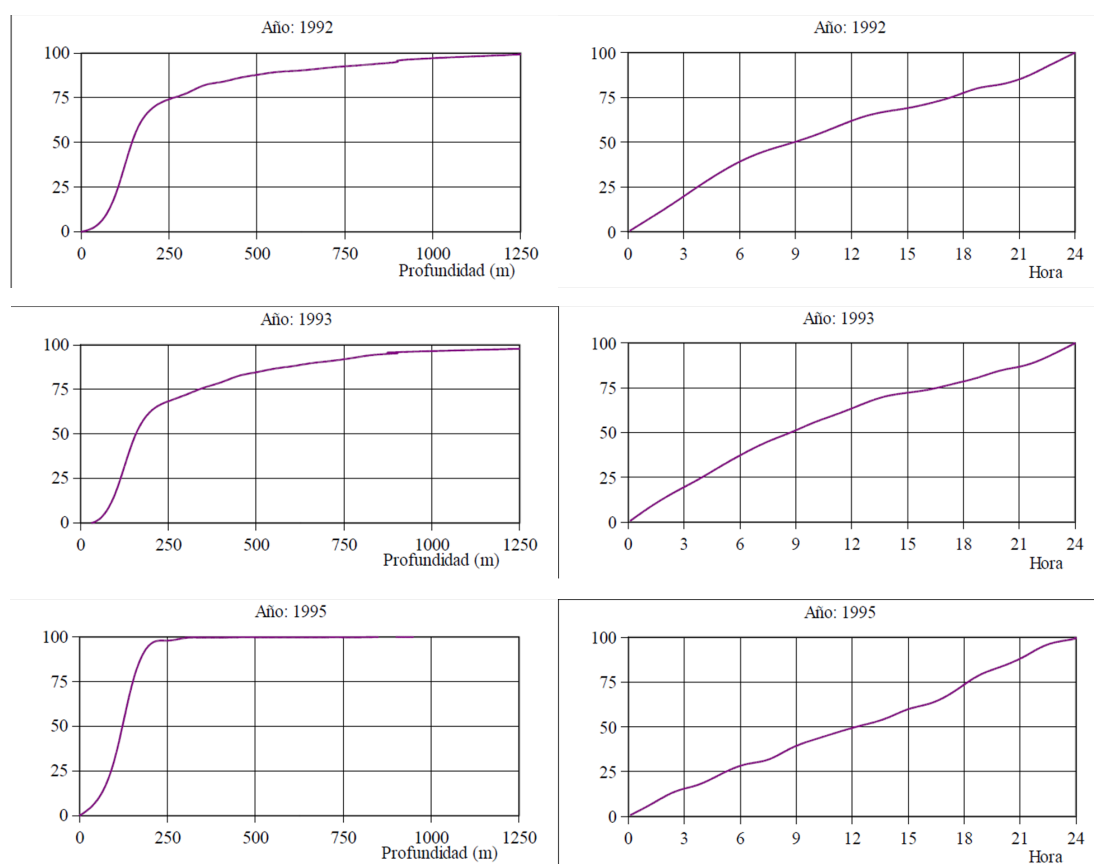
	% Cor.	Sardina	Jurel	Caballa	Anchoa	Bacaladilla	Ochavo	Trompetero	C. demersal	Ag. costa	Total
Sardina	84.71	676	79	14	21	0	0	0	2	1	5
Jurel	78.07	105	445	7	2	1	1	0	5	5	0
Caballa	30.56	10	25	22	1	0	0	2	6	5	1
Anchoa	67.43	40	5	1	118	1	1	0	6	2	2
Bacaladilla	20.00	1	10	1	7	7	0	0	0	9	0
Ochavo	38.64	0	15	4	0	1	17	3	4	0	44
Trompetero	84.71	0	8	1	4	0	0	72	0	0	85
Capa demersal	21.55	1	65	9	2	1	1	12	25	0	116
Agregaciones cost.	1.76	99	35	4	23	4	0	1	1	3	170
Total	67.07	932	687	63	178	15	20	107	52	11	2065

Tabla 3.10.: test F de las comparaciones entre modelos GAM sobre la ocurrencia de cardúmenes mediante Análisis de la Desviación (función anova()) para GAM's del paquete estadístico S-Plus) para cada año. Se juntaron los modelos para cada variable (modelos lineales representados como hora y prof y modelos con función suavizante LOESS, representados como lo(hora) y lo(prof)), contrastados con el modelo aleatorio (1) así como los modelos con las dos variables tanto independientes (lo(prof)+lo(hora)) como covariando (lo(prof, hora, 0.25)), ambas con funciones suavizantes LOESS. Para cada año se representa la reducción de la desviación para cada modelo así como el valor X^2

COMP	1992		1993		1995		1996		1997	
	Dev.	Chi	Dev.	Chi	Dev.	Chi	Dev.	Chi	Dev.	Chi
1	1428.498		1491.071		730.507		713.894		985.768	
hora	1427.944	0.4565	1491.040	0.8608	730.007	0.4797	704.172	0.0018	985.333	0.5098
lo(hora)	1231.586	0.0000	1391.450	0.0000	652.833	0.0000	593.039	0.0000	884.052	0.0000
1	1428.498		1491.071		730.507		713.894		985.768	
prof	1249.840	0.0000	1302.212	0.0000	708.943	0.0000	607.795	0.0000	866.738	0.0000
lo(prof)	1250.519	0.8902	1286.460	0.0013	703.809	0.2157	594.182	0.0043	850.238	0.0013
1	1428.498		1491.071		730.507		713.894		985.768	
lo(prof)+lo(hora)	1059.551	0.0000	1179.719	0.0000	633.0013	0.0000	473.9288	0.0000	767.4798	0.0000
lo(prof, hora, 0.25)	1017.249	0.0000	1148.510	0.0038	614.2755	0.0280	438.1512	0.0001	743.9804	0.0093

3.3.3. Proceso de agregación

En la figura 3.10 se muestran las funciones de densidad de probabilidad de las variables usadas en los modelos GAM (hora y profundidad) en relación a las millas (ESDU). El muestreo a lo largo del día ha sido bastante homogéneo, especialmente en los años 1995-97 donde prácticamente cada hora ha tenido la misma intensidad de muestreo (ESDU). En los años 1992-93 hay un ligero sobremuestreo de millas en la primera mitad del día, con casi el 65% recorridas antes del mediodía. Por el contrario, la mayoría de las millas se han recorrido entre los 20 y los 250 m de profundidad, especialmente en los años 1995 y 1996. En general las millas recorridas por profundidad es bastante uniforme en toda la plataforma (i.e. hasta los 250 m). Esta uniformidad en la distribución de las millas navegadas por hora y también por profundidad al menos hasta los 250 m, permite que los modelos GAM puedan tener una frecuencia de datos idónea.



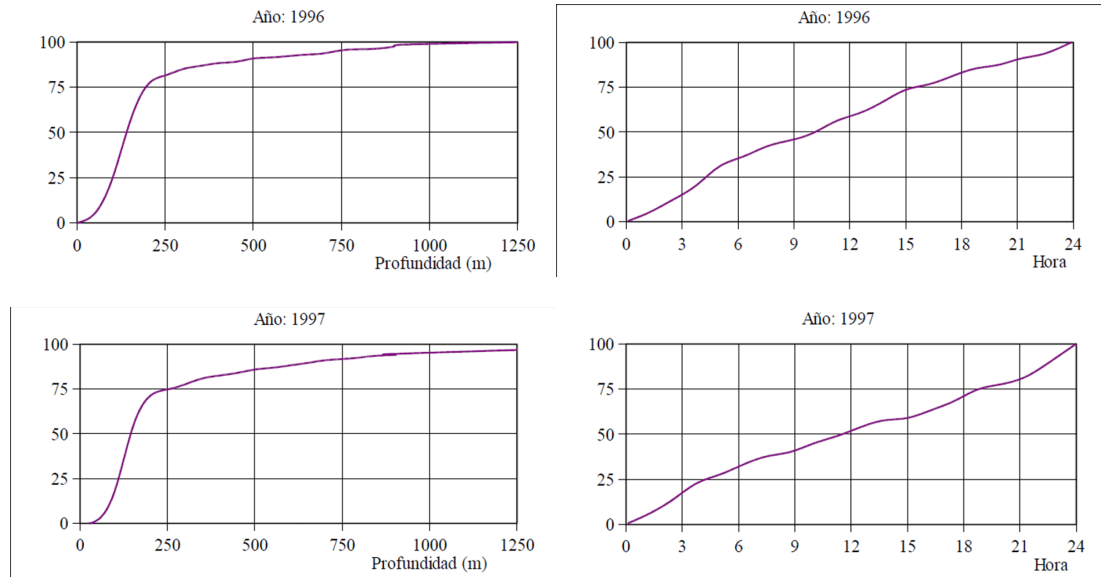


Figura 3.10.: Funciones de densidad de probabilidad (pdf) de las variables profundidad y hora para cada campaña.

Como resultado de los modelos y del análisis de la desviación realizado (ANODEV), se puede concluir que la ocurrencia de los cárdumenes no es aleatoria y está determinada tanto por la hora del día como por la profundidad (Tabla 3.10). Para las siguientes cuestiones planteadas como hipótesis de trabajo, la ocurrencia de los cardúmenes se modela de forma más conveniente mediante modelos aditivos generalizados que con los modelos lineales. De hecho, los modelos lineales para la variable hora no tienen diferencias significativas con el propuesto para una ocurrencia aleatoria. Salvo para el año 1996 no se puede concluir que existan diferencias entre los modelos lineales y los de distribución aleatoria. En cambio para la variable profundidad, los modelos lineales si presentan diferencias significativas con respecto a la premisa de ocurrencia aleatoria modelada como referencia. No obstante, para los años 1992 y 1995 el modelo lineal y aditivo, realizados con la variable profundidad, no muestran diferencias significativas. Conforme a este resultado, la aparición de los cardúmenes está condicionada tanto por la hora como por la profundidad. Sin embargo cuando ambas variables son combinadas, se obtiene un incremento muy significativo de la eficiencia de los modelos, especialmente cuando ambas variables covarían. En este caso, se produce una disminución de la desviación de entre un 16% y un 39% con respecto al modelo de ocurrencia aleatoria.



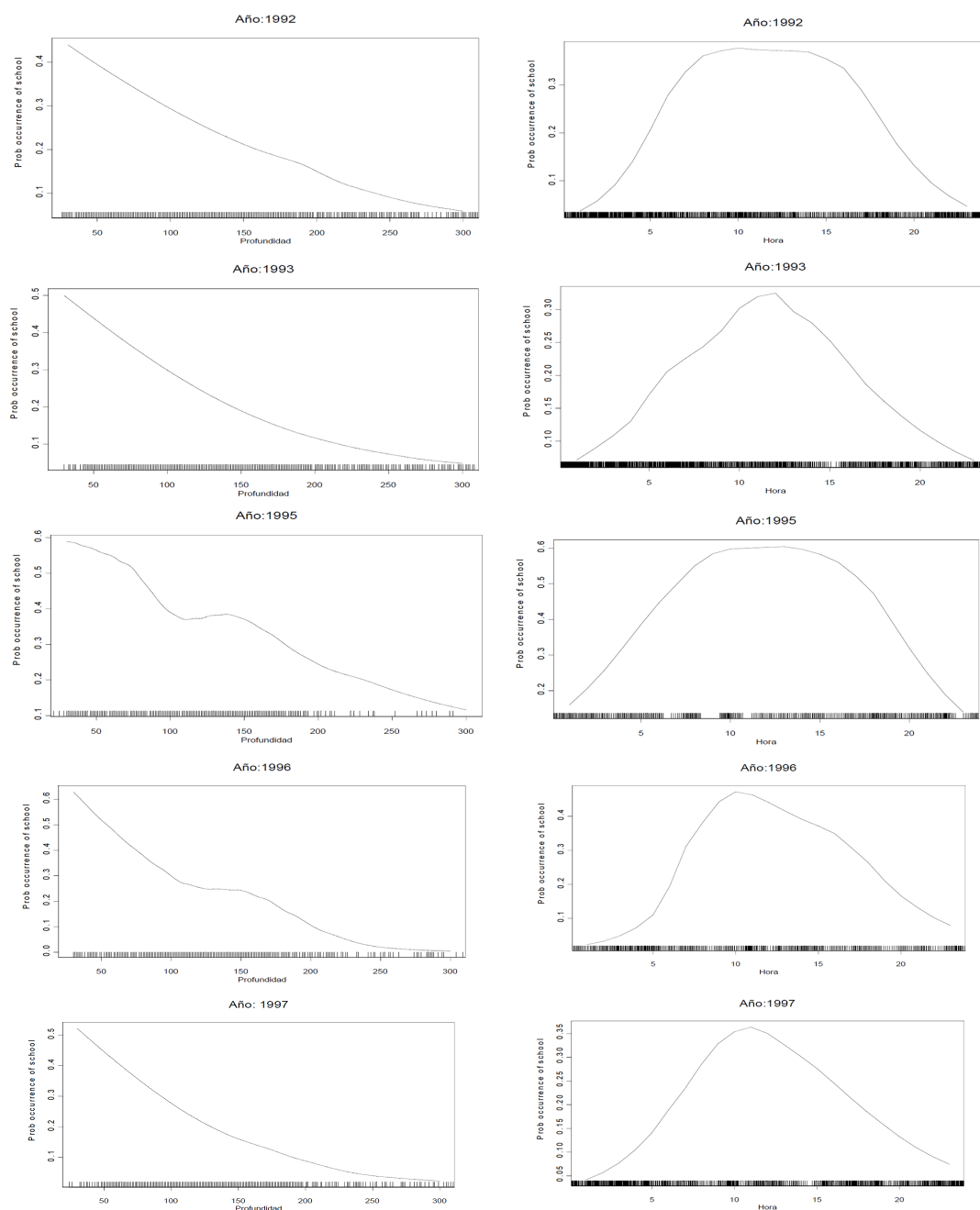


Figura 3.11.: Probabilidad de ocurrencia de cardúmenes en función de la profundidad (izquierda) y la hora del día (derecha) en función de los resultados de los modelos GAM para cada año (modelos con función suavizante LOESS, familia binomial).



En la figura 3.11 se muestran los gráficos de los modelos ajustados para cada variable y año. La mayor probabilidad de encontrar un cardumen en función de la hora es claramente dependiente del ciclo solar (ritmo circadiano), mientras que su ocurrencia es netamente costera, si bien para los años 1995 y 1996 se ha observado un ligero incremento de la probabilidad de encontrar cardúmenes en la zona de la plataforma continental adyacente al talud.

En la figura 3.12 se muestra la probabilidad de ocurrencia de cardúmenes en función de la profundidad y la hora actuando como covariables. En estos gráficos se observa claramente cómo, a pesar de la variabilidad que existe, la probabilidad de encontrar un cardumen a más de 200 metros es muy baja y que para los años 1992, 93 y 95 es casi independiente de la hora; para los años 1996 y 1997, la mayor probabilidad acontece por la mañana. Por otra parte, para todos los años, la probabilidad de encontrar cardúmenes en aguas someras presenta dos máximos, con una disminución a las horas centrales del día.



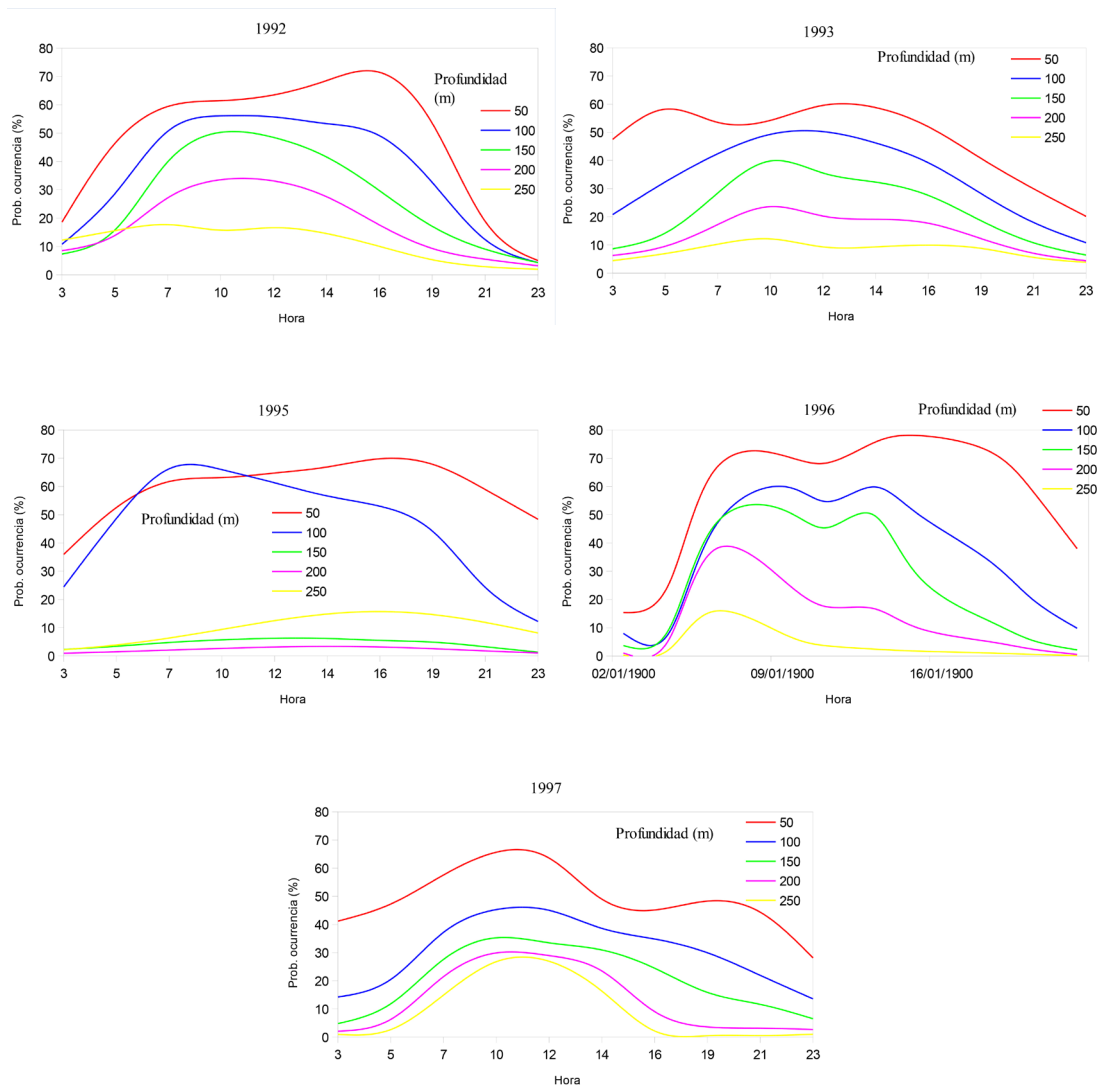


Figura 3.12. Probabilidad de ocurrencia de cardúmenes en función de la profundidad y la hora del día combinadas. Modelos GAM para cada año(función suavizante LOESS, familia binomial).



Para los dos especies principales formadoras de cardúmenes en la costa norte de España, sardina y jurel, se ha analizado su ocurrencia tomando todos los datos de la serie 1992-97, exceptuando 1996 (figura 3.13). Para la sardina, se observa claramente la dependencia de la hora del día y de la profundidad en la aparición de los cardúmenes, distribuyéndose éstos en aguas someras, inferiores a 100 m. En el caso del jurel, los cardúmenes localizados en aguas costeras (25-50 m), tienden a distribuirse más arriba en la columna de agua que los de sardina, si bien presentan una mayor variabilidad. Por otra parte, los cardúmenes de sardina tienden a conservar la profundidad mientras que los de jurel, conforme la profundidad aumenta, tienden a ocupar una profundidad mayor, muy próxima al fondo (figura 3.14).

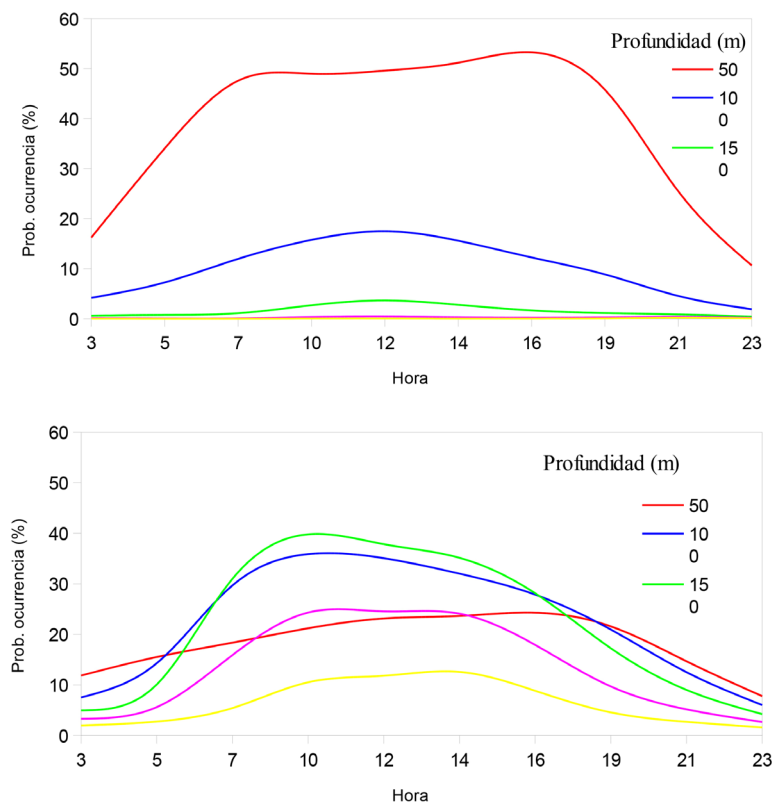


Figura 3.13.: Probabilidad de ocurrencia de cardúmenes de sardina (superior) y jurel (inferior) en función de los datos de presencia/ausencia por milla de los mismos en las campañas de 1992-97, inferida a través de modelos GAM construidos con las variables profundidad y tiempo como covariables conjuntas, con función suavizante LOESS.



3.4. DISCUSIÓN

En este capítulo se ha analizado el proceso de agregación en aquellas campañas de primavera hechas por el IEO y que ha tenido en común el haber prospectado con las mismas estrategias y durante las 24 horas del día el litoral norte español. Como resultado del mismo, se puede concluir que los criterios aplicados para la asignación de ecotrazas a especies son sólidos, por lo que su impacto en el análisis de la serie histórica es menor, al ser sistemáticos la mayoría de los errores. Por otro lado, el desarrollo de las campañas a lo largo de las 24 horas del día ha permitido verificar los patrones de agregación, que muestran una alta correlación con las fases del día, en especial los cardúmenes.

Son muchos los trabajos que consideran al comportamiento de los peces y, en especial, los procesos de ocurrencia y agregación, como un proceso crucial a la hora de definir las estrategias de campaña e incluso mejorar la precisión de las estimaciones de población realizadas por medio de la acústica (Fréon y Misund, 1999). Esta ocupación del espacio puede variar a lo largo del día tanto en profundidad como en el tipo de agregación. (Neilson y Perry, 1990), así como a lo largo del año o del ciclo vital (Adams et al, 2009).

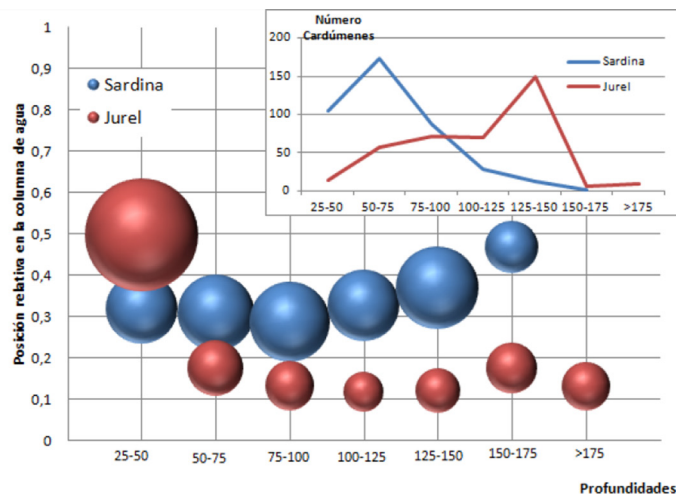


Figura 3.14.: Posición relativa (%) de los cardúmenes de sardina y jurel por intervalos de profundidad. El tamaño de la esfera se corresponde con el coeficiente de variación (c.v.), con un máximo de 67% para el jurel en el intervalo 25-50 m y un mínimo del 8% también para el jurel en el intervalo 100-125 m. Una posición relativa de 1 equivale a la superficie mientras que 0 equivale al fondo. En el recuadro superior, número de cardúmenes analizado por estrato de profundidad y especie.



3.4.1. Proceso de extracción de variables

El sistema utilizado para la extracción manual de las variables de los cardúmenes es semejante al examen o escrutinio de ecogramas. Sin embargo, la obtención de medidas precisas se vuelve difícil al ser siempre relativas al tamaño del papel del ecograma. Por ello, las discrepancias observadas entre las medidas automáticas y las manuales en las variables energéticas son debidas a la manipulación de los datos realizada con el método manual. Por un lado, los valores en papel de los cardúmenes están registrados a -70 dB, habiendo 10 dB entre esta representación y la utilizada en el proceso automático, lo que hace que los valores medios integrados sean superiores en el caso manual; además, con este sistema, es prácticamente imposible aislar completamente la energía retrodifundida propia del cardumen y la de la columna de agua justo por encima y por debajo del cardumen. De igual modo, para el cálculo del s_v medio, el sistema automático utiliza exclusivamente los valores superiores a -60 dB circunscritos al cardumen, por lo que su valor medio es mayor en comparación con el valor medio del s_v calculado para toda la columna del agua, mientras que en el sistema manual, es un cálculo indirecto. Por otra parte, el valor de integración medio (s_A) de un cardumen se obtiene en función del número de pings que insonificaron al cardumen con respecto al número de pings de la unidad de muestreo (milla). Sobre los ecogramas en papel, se ha asumido una tasa de sondeo constante (mismo número de pings por unidad de tiempo) y una navegación en línea recta y a velocidad constante. Si estos supuestos son ciertos, se podría sustituir el número de pings por unidades de distancia. Sin embargo la tasa de sondeo es dependiente de la profundidad, ya que la sonda vuelve a transmitir un impulso una vez que su algoritmo de detección del fondo asume que un eco corresponde al del fondo, por lo que a menor profundidad hay un número mayor de muestreos. Por otra parte pudiera ser que también la velocidad del barco no fuese constante, por lo que es posible que la medida el cálculo indirecto del s_A tenga errores. Es posible, no obstante, que exista también un error en la medición exacta del integrama, sobre todo cuando el valor de integración de un cardumen es superior a los $1000 \text{ m}^2/\text{mn}^2$, como muestra la figura 3.1. Por otra parte, el cálculo del s_A se hace en proporción a la anchura del papel del ecograma, equivaliendo $1000 \text{ m}^2/\text{mn}^2$ a la anchura de la impresión del ecograma en el papel (20 cm).

En cuanto a las medidas morfométricas del cardumen, tanto la longitud como el área no muestran diferencias significativas entre ambos sistemas. Por otra parte la altura de los cardúmenes, un poco mayor siempre en la extracción automática, puede ser debida a la propia resolución del píxel en el papel en relación a la exactitud



del sistema automático. Sin embargo, dadas las características físicas de la propagación de las ondas esféricas en el mar, el error en la medida de las alturas está condicionado por la tasa de insonificación y la velocidad del sonido en el mar, $ct/2$. A una tasa normal de impulso de 1 ms, la anchura de la capa de discriminación es de 75 cm, inferior al error cometido, por lo que, aún a pesar de las diferencias significativas entre ambos sistemas, el valor de la mediana obtenida por el sistema automático (6.00 m) y el manual (5.36 m) es inferior al valor de discriminación real de las sondas.

3.4.2. Proceso de agregación

En el análisis realizado en este trabajo, con los datos de las campañas de los años 1992-93 y 1995-97, se han encontrado diferentes tipos de patrón de agregación, desde peces dispersos, agregados, capas y cardúmenes y estos patrones varían a lo largo del día y con la profundidad. Azzali et al. (1977), analizando los cardúmenes de sardina del mar Adriático, también observaron distintos tipos de agregación, estableciendo tres grupos principales con dos categorías, a su vez, cada uno de ellos. El primer grupo, *dispersos*, con una ocupación extensa (i.e. mucha distancia entre peces, ocupando un área grande) o limitada (mayor concentración pero menor área); el segundo grupo *agregados*, con una ocupación extensa (asimilable a capas) o limitada; y finalmente, en *bancos*, a su vez con una ocupación extensa (pequeños cardúmenes con una distribución contagiosa) o limitada (grandes cardúmenes con distribución más aislada).

Sin embargo, para la discriminación entre especies, por su predominancia frente a otras formas de agregación, por su relativa constancia en las formas morfométricas y por su posibilidad de ser extraído y tratado mediante técnicas de análisis, el cardumen o school es la agregación que más se ha usado y es también en la que se ha basado el presente estudio.

La mayoría de las especies pelágicas y semipelágicas que se encuentran en el litoral norte español tienden a formar cardúmenes. En los clupeidos, como la sardina y la anchoa, la obscuridad nocturna impide que los individuos puedan percibir los movimientos de sus congéneres, disminuyendo de este modo la capacidad de formar cardúmenes (Blaxter y Hunter, 1982). Sin embargo, esta regla no es constante y se han descrito comportamientos en el jurel del pacífico (*Trachurus murphyi*), en la que los cardúmenes se forman de noche cerca de la superficie y durante el día se dispersan en aguas más profundas, en lo que se interpreta un comportamiento



condicionado por la alimentación, que tienen lugar durante la noche y cerca de la superficie aprovechando la migración nocturnal del macroplankton oceánico (Bertrand et al. 2004). De igual manera, Fréon et al., (1996) encontraron estructuras discernibles, equiparables a agregaciones, para la sardina en aguas de Cataluña durante la primavera.

Por ello, el conocimiento de este comportamiento agregativo es importante, ya que define la ocupación espacial y temporal de las poblaciones de peces, con influencia directa en la disponibilidad y la accesibilidad de las mismas, condicionando, en definitiva, el diseño y las estrategias de muestreo necesarios para mejorar la precisión de las estimaciones (Simmonds et al. 2009), o disminuir las fuentes de variación ligadas, por ejemplo a los cambios del TS con la profundidad (Zhao et al., 2008; Rose, 2009).

En las aguas del litoral norte español, se han encontrado agregaciones de peces similares a las observadas en otros hábitats marinos. En primavera, los cardúmenes prevalecen durante el día, aunque su ocurrencia también está determinada por la profundidad: son más frecuentes en aguas someras y durante las horas de luz. Los resultados obtenidos en este trabajo no pueden ser contrastados con otros ya que en la bibliografía consultada se estudian ritmos circadianos en los patrones de agregación pero no la relación entre éstos y la profundidad. En este sentido, este trabajo es pionero y sólo comparable a un ejercicio similar, sin publicar, realizado con datos de las campañas de evaluación del arenque en aguas escocesas.

La ocurrencia de cardúmenes durante el día tiende a no ser uniforme, habiendo un pico por la mañana y otro al atardecer, mucho más claros cuanto más someras sean las aguas. Este comportamiento también se ha observado en algunas zonas en aguas escocesas. Este fenómeno podría estar inducido por un comportamiento de evasión de los cardúmenes en las horas centrales del día. Aunque las reacciones de comportamiento frente a los barcos han sido analizadas en el capítulo 2 de esta tesis, son muchos los trabajos que sugieren que el ruido de los buques induce reacciones de huida y evasión de los cardúmenes (Olsen et al., 1983; Misund and Aglen, 1992). Sin embargo, estas reacciones no son constantes y están condicionadas por otras variables, algunas aún por estudiar. Por ejemplo, Skaret et al. (2005) no han verificado reacciones de escape o huida en arenque durante el período de puesta, al contrario de lo observado por Misund y Aglen (1992) fuera de esta época, lo que podría interpretarse como una prevalencia del comportamiento reproductivo frente al de huida. Semejante comportamiento también fue observado durante la nutrición, prevaleciendo de la ingestión a la huida (Misund, 1994).



Frente a estos factores atenuantes de las reacciones de huida, probablemente la intensidad de la luz, en las horas centrales del día, junto con el ruido, puedan inducir un aumento de esta reacción. Por lo que respecta al ruido, las campañas se han llevado a cabo en tres buques distintos, dos con propulsión diésel y hélice de paso controlable y otro con diésel eléctrico y hélice fija. Las campañas de los años 1992-93 y 1996, realizadas a bordo del B/O Cornide de Saavedra presentan un resultado similar y, en cualquier caso, con mayores probabilidades de encontrar cardúmenes en aguas someras que la campaña del año 1997, realizada a bordo del B/O *Thalassa*, el buque más silencioso de los tres. Sin embargo el año 1995, cuya campaña se desarrolló sobre el B/O *Noruega*, presenta una gráfica de probabilidades distinta, donde a primera hora resultó más probable encontrar cardúmenes a 100m que a 50, tendencia diferente a la observada en los otros años. A la vista de estos resultados, no parece que el nivel de ruido tenga una influencia mayor en la falta de cardúmenes a mediodía, por lo que se consideran precisos nuevos estudios que permitan entender de forma más precisa las causas que generan la formación de cardúmenes y su distribución.

Por otra parte, la menor presencia de cardúmenes a mayor profundidad puede ser debida a la preferencia de las especies formadoras de cardúmenes a ocupar aguas más someras. Aunque Soria et al. (2003) sostienen que en aguas del Mediterráneo español y Adriático, que las reacciones de evasión en aguas profundas son más laterales que verticales, ya que un factor clave para la formación de cardúmenes es el contacto visual, tal como argumentaban Blaxter y Hunter (1982). Sin embargo, no parece que la luz sea el único estímulo a la hora de formar cardúmenes. Moulton (1960) sostiene que muchas especies generan sonidos al nadar, como el propio jurel u otros carángidos, escómbridos e incluso clupeidos, lo que posibilita mantener la formación de cardúmenes incluso en ausencia de luz.

Este comportamiento se ha descrito también en aguas portuguesas, con una marcada prevalencia de los cardúmenes durante las horas de luz solar que, a partir del atardecer tienden a elongarse, formando agregados que, en casos extremos, llegan a disminuir la densidad, pasando los agregados a formaciones de peces dispersos, sin apenas conexión entre ellos (Zwolinski et al., 2007). De igual manera en aguas españolas y durante las campañas de primavera, al atardecer, las sardinas adultas tienden a desagregarse, perdiendo la forma de cardumen, formando un agregado, similar a una capa y próxima al fondo, iniciando con este comportamiento la freza. Este comportamiento se ha visto en esta revisión de las campañas de primavera y, tal como también han descrito Zwolinski et al. (2006), muestras biológicas obteni-



das en estas concentraciones han demostrado que las hembras estaban fase activa de reproducción, con oocitos totalmente hidratados y perfectamente visibles a nivel macroscópico mediante examen del estado del desarrollo gonadal, lo que coincide también con la hora de puesta estimada por Bernal et al. (2011).

Los cardúmenes de jurel dominan la zona media de la plataforma continental, con una mayor probabilidad de encontrarlos entre los 100 y los 150 m. Al igual que la sardina, son formaciones claramente diurnas, con una probabilidad muy baja de encontrar cardúmenes durante la noche. En los ecogramas, son distinguibles dos tipos de formaciones de cardúmenes, los correspondientes a los individuos juveniles (talla < 18 cm), y jóvenes y adultos (talla > 18 cm). Los juveniles se distribuyen en aguas someras, cerca de la costa y sus cardúmenes recuerdan en su morfología a los de sardina, de ahí que exista cierta confusión en cuanto a su caracterización y distinción con los de sardina atendiendo únicamente a criterios morfológicos.

Por otra parte la ocupación relativa de la columna de agua por parte de los cardúmenes de jurel es diferente a la observada en los cardúmenes de sardina. En la figura 1.18 se muestra la posición relativa en la columna de agua de los cardúmenes de ambas especies para diferentes intervalos de profundidad. A profundidades inferiores a 50 m, los cardúmenes de jurel se sitúan más cerca de la superficie, si bien presentan un coeficiente de variación mayor. La mayoría de estos cardúmenes se corresponden con juveniles de esta especie. A profundidades mayores los jureles tienen en su mayoría una talla superior a 18 cm y mudan sus hábitos, ocupando una posición mucho más próxima al fondo. El menor tamaño de las esferas, proporcional al c.v. indica que esta posición varía muy poco a lo largo del día e incluso de los años. Por el contrario, la sardina tiende siempre a guardar más o menos la misma posición relativa de forma independiente a la profundidad. Sin embargo su posición es mucho más variable, como lo denotan el tamaño de los círculos. Este hecho era esperable, puesto que como se ha discutido anteriormente, en primavera, coincidiendo con la época de puesta, la sardina freza cerca del fondo a partir del atardecer.

Además de cardúmenes, los peces pueden encontrarse en forma de capas, agregados o aislados. Aunque en número no representan tanta biomasa como los cardúmenes, al menos para las especies más representativas, su presencia es importante en el medio. Se ha analizado también estas pautas de agregación en función de la hora del día y de la profundidad. En todos los casos, los modelos aditivos generalizados, semejantes a los empleados para analizar la ocurrencia de los cardúmenes,



muestran una dependencia tanto de los agregados de la covariación de la hora y la profundidad. Para todos los años y todas las formas de agregación, su distribución no es aleatoria y depende tanto de la hora como de la profundidad. Para el año 1992, parece que tanto los agregados como los peces aislados tiene una probabilidad mayor de ocurrir durante la noche. Sin embargo esta pauta no se mantiene para el resto de los años, para los cuales la probabilidad de encontrar peces dispersos es muy alta a cualquier hora y profundidad. Por otra parte, las capas de fondo, si bien también tienen mayor probabilidad a mayores profundidades, en algunos años prácticamente esta probabilidad ha sido muy baja, por el bajo número de ellas observado.

En cualquier caso, ninguna de estas formas o en su conjunto parecen complementar la probabilidad de ocurrencia de los cardúmenes, si bien este análisis sólo tiene en cuenta la probabilidad de ocurrencia y no la abundancia de esta ocurrencia.

3.4.3. Consistencia en las asignaciones

La consistencia observada en la adjudicación de ecotrazas de cardúmenes a especies, testada a través del análisis factorial discriminante (AFD), ha sido elevada, especialmente para sardina, con un 84,71%, siendo alta también para jurel y trompetero y un poco menor para la anchoa. Estudios similares, hechos con la misma técnica de análisis discriminante, se han realizado sobre diferentes ecosistemas. Lawson et al. (2001) alcanzaron porcentajes de discriminación entre sardina (*Sardinops sagax*), anchoa (*Engraulis capensis*) y sardinela (*Etromeus whiteheadi*) semejantes, entre el 76% y el 95%, si bien, la diferente ocupación espacial de estas especies ha sido un factor determinante en la discriminación. Como ha ocurrido en el análisis de consistencia realizado en este trabajo, el uso de variables auxiliares oceanográficas o geográficas ha sido fundamental para que Lawson et al. (2001), alcanzaran ese porcentaje de discriminación.

En aguas adyacentes del Golfo de Vizcaya, Scalabrin et al (1996), usando también un análisis factorial discriminante, obtuvieron un porcentaje del 57% en la clasificación correcta de cardúmenes de sardina, anchoa y jurel, si bien combinaron diferentes épocas del año. Este porcentaje se incrementó hasta el 97% si el análisis se concentraba en pequeñas áreas y en la misma época. En este caso, además de las variables morfológicas, han utilizado variables que incluían características internas de los cardúmenes tales como la amplitud del voltaje de respuesta del banco (relacionado con el S_v) o el máximo de esa amplitud o la dimensión fractal (irregularidad del



cardumen, en función del perímetro y del área), índice de dispersión (diferencias internas de S_v). Sin embargo, para Lawson et al. (2001) muchas de estas variables están muy correlacionadas y no aportan información relevante. Haralabous y Georgakarakos (1996) usan aproximadamente las mismas variables para caracterizar las mismas especies en el Golfo de Thermaikos (Grecia), pero la discriminación, además del AFD, la realizan mediante redes neuronales artificiales. En ambos casos el porcentaje de discriminación es alto, superior al 89,29%. Probablemente en el presente trabajo la discriminación entre sardina y jurel podría haber sido más alta si en el caso de la segunda especie, se hubiesen hecho dos categorías, una para el jurel adulto (talla >23 cm) y otro para el jurel joven (talla < 23cm). Ello es debido a que el jurel joven ocupa prácticamente los mismos hábitats que la sardina y su forma es semejante aunque la mayoría de los cardúmenes de jurel joven con estructura semejante a la de la sardina provienen de la campaña de 1995, siendo corroboradas por pescas. En esta campaña destacó la alta densidad de cardúmenes de jurel, que confirma los buenos rendimientos de esta especie que se obtuvieron en la campaña de arrastre de fondo de otoño de 1994 (Velasco, F., comunicación personal, Instituto Español de Oceanografía, Santander).

En escenarios multiespecíficos, semejantes a los analizados en este trabajo, Cabreira et al. (2009), mediante redes neuronales artificiales y trabajando en aguas atlánticas de la Patagonia argentina y con especies distribuyéndose en capas (merluza de cola, lirio austral), cardúmenes cerca del fondo (jurel) y cardúmenes más pelágicos (anchoa, espadín), han logrado un reconocimiento de satisfactorio entre el 64,3 y el 78,3 %. Este es, probablemente, uno de los pocos análisis realizados en una zona amplia (toda la costa argentina) y con varios barcos, lo que incluye más factores como el comportamiento diferencial de los peces ante buques de distinta naturaleza. En este sentido, es semejante al escenario estudiado en este trabajo, con tres barcos distintos (Noruega, Cornide de Saavedra y Thalassa), y prospectando toda la plataforma. Pero tal como destacan los autores del trabajo en la plataforma argentina, en su caso, no había una clara superposición en los hábitats de las especies analizadas, lo que facilitaba aún más el trabajo del sistema de redes neuronales artificiales.

Por otra parte, en estudios comparativos de parámetros descriptores de cardúmenes en diferentes áreas y años, se ha demostrado una gran consistencia, especialmente en las variables morfométricas (Muiño et al., 2002), por lo que no son esperables muchos cambios al menos en la forma de los cardúmenes, lo que permite a los científicos bien mediante métodos analíticos o por examen, semejante al sistema



que utilizan los pescadores, establecer criterios objetivos para distinguir entre especies. Sobre la misma base de datos, Petitgas et al. (2001) concluyen que no se puede establecer pauta alguna densodependiente entre las características de los cardúmenes, siendo, en consecuencia, su morfología independiente de la abundancia relativa. Sin embargo, a pesar de la alta correlación entre las variables morfométricas, para una misma especie, podría haber diferencias entre los cardúmenes de diferentes zonas y/o años. Efectivamente, tal como ha pasado con los cardúmenes de jóvenes de jurel en el año 1995, Muiño et al. (2003) encuentran diferencias entre los tamaños y energía de los cardúmenes de sardina debido, con toda probabilidad, a la diferente composición por edad de los individuos. De igual manera, Massé et al. (1995) encontraron una alta variabilidad interanual en los descriptores de los cardúmenes en aguas del golfo de Vizcaya.

En cualquier caso, para entornos multiespecíficos, la consistencia mostrada a la hora de la adjudicación de ecotrazas a especies mediante el examen de los ecogramas en papel ha sido semejante al poder de discriminación alcanzado mediante métodos automáticos basados en una única frecuencia; como resaltaba Cushing (1963), los criterios de clasificación empleados por los científicos son semejantes a los utilizados por los pescadores. Sin embargo, estos sistemas están siempre sujetos a la habilidad y a unas condiciones de status quo bien temporales, bien espaciales, que las hace poco extrapolables a otras zonas, tal como destacaban Scalabrin et al. (1996) y, en definitiva, utilizarlos como sistemas expertos automáticos de clasificación que reflejen la composición específica real del medio (McClatchie et al., 2000). Sin embargo, a partir del siglo XXI, el uso de sistemas multifrecuencia ha abierto un nuevo horizonte, en el cual los descriptores energéticos han cogido un especial protagonismo en la discriminación. Gauthier y Horne (2004), a través del TS diferencial a diferentes frecuencias, entre 38 y 200 kHz, logran diferenciar entre capelín, arenque del pacífico, caballa del pacífico, colín de Alaska y una especie de reo del pacífico (*Thaleichthys pacificus*). Sobre esta misma base de trabajo, la respuesta diferencial en la intensidad de eco a distintas frecuencias, Demer et al. (2009), trabajando con la amplitud de eco, lograron también diferencias peces de roca del propio substrato, abriendo la posibilidad de evaluar zonas de arrecife. Más específicamente sobre peces, Korneliussen et al. (2009), usando una aproximación multifrecuencia, lograron identificar correctamente un 91% de los cardúmenes pertenecientes a capelán y arenque; sin embargo reconocen que las propiedades acústicas de la categoría arenque (similares a las de la sardina) y del jurel son similares, lo que dificulta el uso exclusivo de esta técnica en contextos multiespecíficos y con especies semejantes. En casos monoespecíficos, las técnicas multifrecuencia permiten incluso diferen-



ciar entre grupos de talla (Johnsen et al., 2009). En nuestro caso, ninguna de estas técnicas ha podido llevarse a cabo, bien por encontrarnos ante un entorno multiespecífico, bien por la falta de hardware y software, pero, sin duda alguna, marcan un camino para el post-procesamiento de los datos acústicos. Sin embargo, esta nueva etapa no estará exenta de complicaciones, precisamente por la diversidad de hábitats y número de especies. Fernandes (2009), aplicando previamente una serie de filtros que tienen en cuenta la respuesta diferencial a las frecuencias acústicas para separar especies, ha aplicado un sistema de clasificación jerárquico en árbol para diferenciar entre arenque y caballa. Mientras que para la primera especie, el sistema diferencia bien los cardúmenes de arenque, los porcentajes con la caballa han sido bajos, si bien la presencia de esta especie era meramente testimonial.

3.4.4. Influencia de las pautas de agregación en el diseño de campañas

El análisis de la información sobre el patrón de agregación de los bancos de peces ha puesto de manifiesto cambios importantes a lo largo del día, tanto en áreas monoespecíficas como en aquellas multiespecíficas. El cardumen, principal comportamiento agregativo analizado en este trabajo, es dependiente de la hora del día y de la profundidad. Por la noche, la probabilidad de encontrar cardúmenes es escasa; en la mayoría de los casos, durante la noche los peces o bien tienden a disgregarse o bien forman agregados irregulares, generalmente cerca del fondo, con una densidad generalmente inferior. Zowlinski et al. (2007), no han encontrado diferencias significativas entre la noche y el día en la energía ecointegrada y atribuida a sardina, por lo que, en su opinión, las campañas podrían desarrollarse durante las 24 horas del día. Esta estrategia se llevó a cabo hasta el año 1998 en el que, por acuerdo del Grupo de Planificación de Campañas Acústicas en las zonas VIII y IX del ICES (ICES 1998), se circunscribió el rastreo acústico a las horas de luz. Este cambio se llevó a cabo para estandarizar al máximo las estrategias de muestreo, al incluir también la campaña que se lleva a cabo en aguas francesas. En esta zona, la campaña se lleva a cabo en mayo, y, al anochecer, el grado de dispersión de los peces es máximo, por lo que los resultados de la acústica hecha durante la noche son mucho más exigüos que los recabados durante las horas de luz. En aguas del litoral norte español la situación es más semejante a la francesa. La integración media durante el día ha sido superior a la integración media durante la noche. Por especies, la integración nocturna ha sido menor en términos medios. Por especies, también ha sido menor para la sardina, caballa, jurel y anchoa, con excepción del año 1997 para estas tres



últimas especies. Huse y Korneliussen (2000), obtuvieron también mayores valores de ecointegración en arenque durante el día en las campañas de invierno, atribuyendo este hecho a una variación en la distribución angular de los individuos que afecta al TS. Esta variación podría también ser también la responsable de la menor integración durante la noche, al afectar al TS el comportamiento de la sardina durante la freza. Sin embargo la integración media ha sido superior durante la noche para el lirio. Especialmente relevante es el resultado de la integración nocturna del lirio, ya que es una tendencia contraria a la observada en otros mares. Hjellvik et al. (2003), analizando las campañas combinadas de arrastre de fondo y acústica en aguas de Noruega hallaron una mayor integración durante el día para todas las especies demersales, incluyendo lirio. Estas campañas se realizan en invierno, fuera del período de puesta, por lo que una posible explicación a esta contradicción podría estar en el diferente comportamiento del lirio durante el invierno y el de la época de puesta, que es cuando se llevan a cabo las campañas españolas.

Para poder determinar de forma más precisa las razones últimas de la menor ecointegración nocturna para la mayoría de las especies, sería necesario realizar estudios específicos y, especialmente obtener buenas lecturas de ecos individuales para poder así estudiar las posibles fluctuaciones del TS a lo largo del día. A falta de estos estudios, todo hace pensar que la decisión de acotar las horas de rastreo acústico al período de luz natural ha sido acertada. Por un lado, durante el día es más probable encontrar cardúmenes que, conforme lo que se ha determinado en este estudio, pueden ser identificados de forma consistente. Además, para las principales especies, los valores de ecointegración son mayores durante el día.





4

VARIACIONES CIRCADIANAS EN LA DISTRIBUCIÓN VERTICAL Y PATRÓN DE AGREGACIÓN DE SARDINA



4.1. INTRODUCCIÓN

4.1.1. El proyecto JUVESU

Uno de los mayores retos en el estudio de las poblaciones de peces sometidas a explotación es la estimación de la fuerza del reclutamiento. Esto es, inferir el número de juveniles que anualmente se incorporan a la población y que son susceptibles de ser pescados. Los mecanismos que determinan un buen reclutamiento son complejos, variados y, a veces, contradictorios. En cualquier caso, parece ser que una alta tasa de supervivencia larvaria garantiza un buen reclutamiento (Smith, 1985, Houde, 1996), por lo que podemos deducir que la fuerza del reclutamiento en algunas poblaciones de peces podría determinarse en los cinco o seis meses posteriores a la puesta, una vez que las larvas ya se han metamorfoseado en juveniles (Ralston y Howard, 1995; Bailey y Spring, 1992; Leblanck et al., 1998). En este caso, cuando la abundancia de la población juvenil puede ser evaluada de forma conveniente, esta estimación puede ser utilizada para determinar de forma relativa la fuerza del reclutamiento.

En la gestión de pesquerías desarrolladas sobre especies de vida corta, uno de los grandes desafíos es la estimación certera y en tiempo de la fuerza del reclutamiento que permita un ajuste más preciso del nivel de capturas. En efecto, el patrón de explotación que presentan estas pesquerías está muy sesgado hacia edades jóvenes debido, principalmente, al pequeño intervalo de tiempo que existe entre la puesta y la posterior incorporación de los reclutas a la pesquería, constituyendo éstos, además, el grueso de las capturas. En algunas pesquerías ya se han implementado modelos de gestión, basados en el rendimiento máximo sostenible, que incorporan una estimación de la fuerza del reclutamiento sobre las fases tempranas de juveniles, como por ejemplo en las desarrolladas sobre la población de anchoa de Suráfrica (Butterworth y Bergh, 1993; Hampton, 1992) o sobre el capelán de Islandia (*Mallotus villosus*) (ICES, 2000).

Debido a la naturaleza pelágica de la mayoría de las fases tempranas de los peces, la estimación de la fuerza del reclutamiento se suele hacer mediante métodos acústicos aplicados sobre las fracciones juveniles. Dragesund y Olsen (1965) establecieron los principios teóricos para el cálculo de la fuerza del reclutamiento. Sin embargo, la posibilidad de estimar en una fase más temprana (pre-reclutas) la fuerza de ese reclutamiento cuenta con una serie de inconvenientes, en especial el comporta-



miento más epipelágico de esas fases tempranas observado en algunas especies o la proximidad de estas fases a la costa o incluso su distribución en aguas muy someras (Mays, 1974; Boyd et al., 1997; Leblanck et al., 1998; Alshuth, 1988; Villamor et al., 1997; Lockwood, 1988; Dias et al., 1988, 1989). Estos comportamientos podrían dificultar la estimación mediante técnicas acústicas al situarse fuera del rango operativo de los buques de investigación o, incluso, en aguas muy superficiales por encima de la zona eficiente de observación acústica (Simmonds y MacLennan, 2005). También es posible que, debido a reacciones de escape y huida provocadas por el barco, los cardúmenes puedan evitar el buque, provocando una subestimación de la abundancia total (Freon y Misund, 1999). Todo ello ha contribuido a una continua mejora de los buques y de los equipos acústicos. De igual manera, ha propiciado la búsqueda de métodos alternativos o complementarios de evaluación.

En las aguas atlánticas de la Península Ibérica y del Golfo de Vizcaya, las poblaciones de sardina y anchoa soportan importantes pesquerías en los tres países del arco atlántico (ICES, 2000a, 2000b; Carrera y Porteiro, 2003; Uriarte et al., 1996). En las aguas atlánticas de la península Ibérica el reclutamiento de sardina al área de pesca ocurre principalmente en la zona central y norte de Portugal entre los 6 y los 9 meses de edad y entre el verano y el invierno (ICES, 1982a; Pestana 1989; Dias et al., 1988, 1989, 1993, Porteiro et al., 1986, 1993). Por otra parte, el área principal de reclutamiento de la anchoa es la parte sur del Golfo de Vizcaya (Prouzet et al., 1994; Uriarte et al., 1996; Boyra et al., 2013), siendo reclutada más o menos en el mismo período.

Las campañas de acústica conducentes a la estimación de la abundancia del reclutamiento de sardina se llevan a cabo en primavera para ambas especies, coincidiendo con la época principal de puesta (Porteiro et al., 1996; Massé et al., 1992; Massé, 1996; Porteiro et al., 1993; Scalabrin y Massé, 1993). Sin embargo, el reclutamiento es estimado a la edad de 1 año y, a pesar de que Portugal solía realizar una campaña en noviembre para la estimación del reclutamiento de sardina a la edad 0 (Dias et al., 1996; Porteiro et al., 1996), ésta ya no se lleva a cabo de forma regular y, en cualquier caso, no se complementó con una campaña en España similar. Por el contrario, para la anchoa la histórica denominada JUVENA que se lleva a cabo en el mes de septiembre en aguas del Golfo de Vizcaya, permite estimar la abundancia de pre-reclutas de esta especie cuyos resultados son utilizados para la evaluación analítica de la misma (Boyra et al. 2013; ICES, 2014).

A principios de los años 1990 se iniciaron las investigaciones para desarrollar equipos aerotransportados para la detección de cardúmenes (Hunter y Churnside, 1995;



Gauldie et al., 1996), cuyos principios teóricos estaban basados en las propiedades físicas de las ondas luminosas postulados en Fredriksson et al. (1978) y Squire y Krumboltz (1981). El sistema desarrollado se denominó **lidar** (Light Detecting And Ranging).

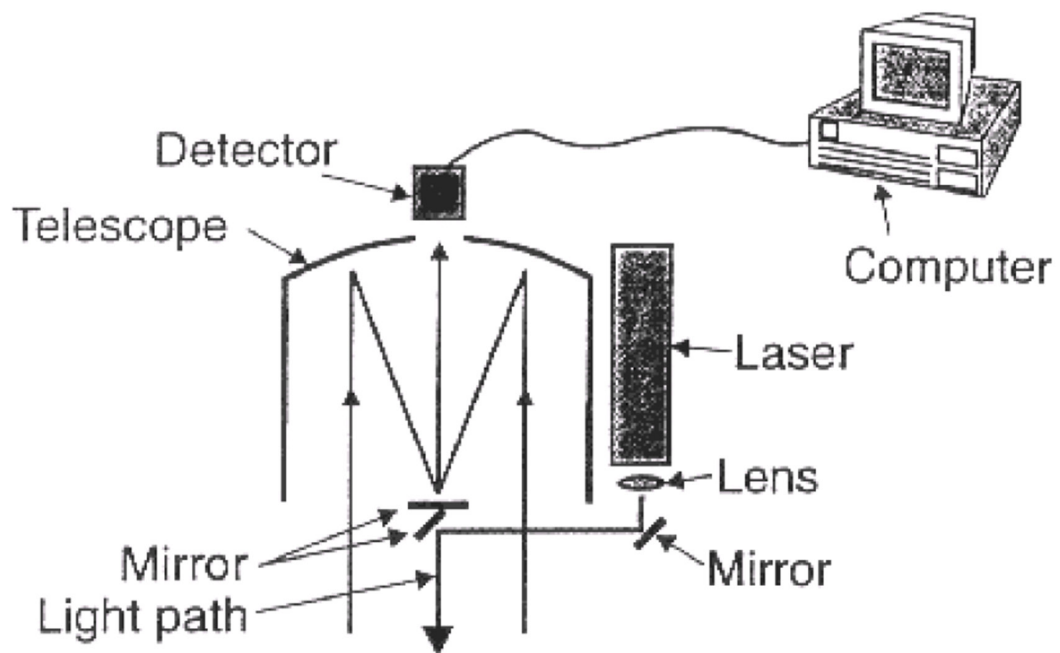


Figura 4.1.: Esquema de funcionamiento del lidar

El funcionamiento del lidar es similar al de una ecosonda. Un impulso eléctrico con una intensidad dada es transformado en una determinada longitud de onda lumínica (500-630 nm) que es emitida al medio. En su propagación, una parte de la energía es devuelta en forma eco hacia la fuente emisora, donde es convertida de nuevo en señal eléctrica (figura 4.1), mientras que otra parte es absorbida por el medio y los propios blancos detectados.

El retardo en el tiempo entre la emisión y la recepción del eco es utilizada para derivar la distancia del blanco. De igual manera, la intensidad de la señal de retorno es proporcional a la fuerza del blanco, siendo necesario, al igual que en las ecosondas, corregir la energía retrodifundida en función de las pérdidas en la propagación (figura 4.2). Los ecos detectados por el lidar incluyen aerosoles atmosféricos, la superficie del mar y los blancos submarinos (organismos y otros objetos situados en la columna de agua).



Como medio aerotransportado, la velocidad de muestreo del lidar es alta, cercana a los 140 nudos. Sin embargo, la superficie de muestreo es dependiente de la luminosidad. Así durante el día, el haz se fija en 5 m de diámetro para minimizar la contaminación de la señal con el ruido basal procedente de la luz del sol; incluso el rumbo del avión debe adaptarse a la eclíptica. Durante la noche el haz se puede agrandar hasta los 15 m. La penetración de la señal en el agua depende de varios factores, siendo el más importante la claridad de las aguas junto con la luminosidad. Cuanto más turbias estén las aguas y mayor luminosidad exista, menor será la penetración del lidar. La detección de blancos se detiene en el momento en el que la señal de retorno es inferior al ruido basal, que, como se ha comentado, depende de la incidencia de la luz solar. Por otra parte, a mayor ancho de haz, mayor posibilidad de penetración ya que también disminuye la atenuación (Gordon, 1982; Mitra y Churnside, 1999).

En su rango operativo (hasta alrededor de 30-40 m de profundidad) el lidar ha sido utilizado para detectar t́unidos en el Pacífico (Oliver et al., 1994) especies pelágicas como sardinas (Churnside et al., 1997), capelán (Brown et al., 2002) o caballa (Zabavnikov y Egorov, 2012; Churnside et al 2009; Tenningen et al., 2003), e, incluso, plancton (Churnside y Donaghay, 2009; Churnside y Thorne, 2005).

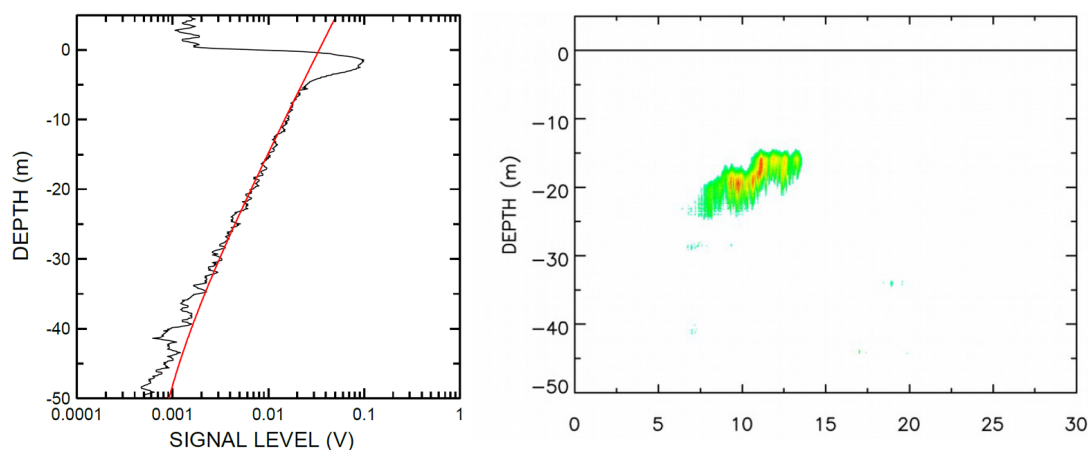


Figura 4.2.: Espectro de atenuación de la señal del lidar en el agua y su función de ajuste (izquierda). Cardumen registrado por el lidar (derecha).

Los resultados obtenidos en estas experiencias permiten afirmar que el lidar podría ser una herramienta útil tanto para determinar el área de distribución como la abundancia de los cardúmenes de las fases tempranas de los peces que se distri-

buyan cerca de la superficie. Dadas sus reducidas dimensiones que le permiten ser operado desde un pequeño avión, puede ser utilizado para prospectar aguar costeras superficiales. Al igual que ocurre con los registros acústicos, el procesamiento de la señal del lidar para obtener cantidades proporcionales a la abundancia de peces detectada requiere la identificación de la especie así como estudios experimentales sobre la reflectividad de la especie y su relación con la talla, si bien para algunas especies esta proporcionalidades ya se ha inferido (Churnside y McGillivray, 1991; Krekova et al., 1994; Churnside y Hunter, 1996; Churnside et al., 1997).

Por todo ello y con el ánimo de buscar tecnologías complementarias a la acústica para el estudio de la distribución y la abundancia de juveniles de sardina y anchoa a la edad de 0 años (esto es, durante el verano siguiente a la puesta), se ha llevado a cabo un proyecto denominado Experimental Surveys for the Assessment of Juveniles (JUVESU-FAIR CT 97-3374) en las aguas atlánticas de la Península Ibérica y del Golfo de Vizcaya.

El objetivo principal del mismo ha sido evaluar la eficiencia del sistema lidar aerotransportado para el cartografiado y estimación de la abundancia de los juveniles de ambas especies en el arco atlántico mediante la comparación con los resultados obtenidos en campañas simultáneas realizadas a bordo de buques de investigación y mediante ecosondas.

Las campañas se llevaron a cabo durante los veranos de 1998 y 1999 en áreas específicas en las que la probabilidad de encontrar juveniles de ambas especies fuese alta y, además, presentasen importantes contrastes oceanográficos entre ellas a fin de evaluar también la eficiencia de otros sensores usados para determinar la temperatura superficial y la distribución y abundancia de fitoplancton (figura 4.3, extraída de Carrera et al., 2006).

En cada campaña, además de una cobertura extensiva, se planeó también una fase intensiva en la cual un área menor fue utilizada para testar un posible comportamiento circadiano en las especies a estudiar (i.e. cambios de profundidad y de patrón de agregación con la luz natural) así como variaciones locales de abundancia. Puesto que los resultados de la comparación directa entre ambos equipos (lidar y ecosonda) han sido publicados en Carrera et al. (2006), en esta sección se analizarán de forma pormenorizada los resultados de los datos acústicos obtenidos en la fase intensiva de la campaña llevada a cabo en aguas próximas a la desembocadura del Douro (Portugal) en el año 1998, denominada JUVESU 0998.



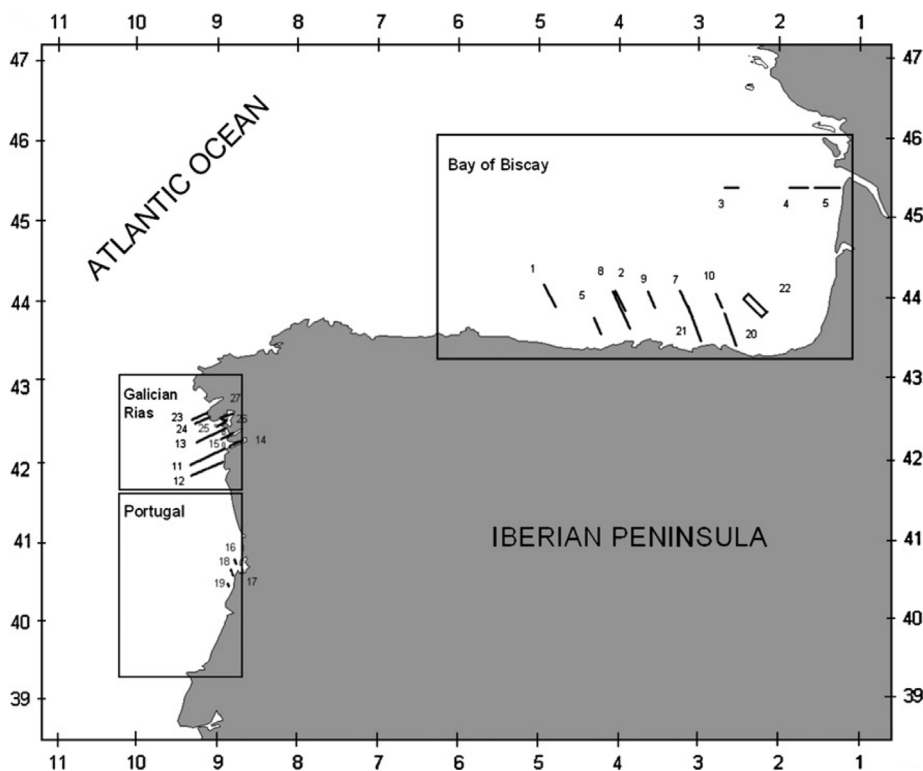


Figura 4.3.: Áreas de estudio durante el proyecto JUVESU (extraído de Carrera et al. 2006)

4.1.2. Estudio de los ritmos circadianos en JUVESU

El estudio de ritmos circadianos así como cambios en el patrón de agregación, se llevó a cabo para determinar las horas óptimas para el muestreo con el lidar y, en su caso, testar si en algún momento, a lo largo del día, las concentraciones de peces quedan fuera del rango operativo de ese equipo (i.e. profundidad superior a 30-40). En el capítulo 3 de esta tesis ya se ha evidenciado que el patrón de agregación varía a lo largo del día, siendo más probable encontrar cardúmenes durante las horas de luz y en aguas someras, pero, al tratarse de campañas extensivas, no se llevó a cabo ninguna experiencia de estudio de 24 horas. En aguas portuguesas, Dias et al. (1989) determinaron que, durante la noche la sardina se distribuía a mayor profundidad que durante el día. De igual manera, Zwolinski et al. (2006) y Zwolinski et al. (2007) corroboran que durante la época de puesta, la sardina en aguas portuguesas forma densas capas cerca del fondo durante la noche, predominando la formación de cardúmenes pelágicos durante el día. Sin embargo, fuera de la época principal



de puesta no se han llevado a cabo investigaciones sobre este comportamiento ni tampoco sobre fracciones juveniles de esta población. Esta investigación, tanto en aguas portuguesas como españolas es, en este sentido, novedosa.

Así pues, uno de los principales objetivos de la fase intensiva de las campañas JUVESU era la comprobación de cambios significativos en la abundancia de peces motivados por cambios de comportamiento que indujesen variaciones en los valores de eointegración tanto por cambio de patrón de agregación como en el de distribución.

4.2. MATERIAL Y METODOS

La campaña JUVESU 0998, fue realizada a bordo del B/O Noruega entre el 25 de agosto y el 3 de septiembre dfe 1998 sobre una parrilla de muestreo diseñada para optimizar los vuelos con el lidar. La campaña se desarrolló en dos fases. La primera, denominada extensiva, consistió en un recorrido sobre la zona donde históricamente se ha concentrado la mayor ocurrencia de reclutas de sardina; esto es, en la plataforma continental situada entre la frontera norte entre España y Portugal y el cañón de Nazaré. La orientación de los radiales se hizo en base a la eficiencia del lidar, cuyo alcance, durante las horas diurnas, depende de la posición relativa del sol. Así, los rumbos principales han sido NW-SE (figura 4.4). El resultado de esta prospección determinó la zona en la que se llevó a cabo la fase intensiva objeto del presente estudio.

El trabajo intensivo se llevó a cabo en la plataforma adyacente a Aveiro. Sobre ella, se diseñó una parrilla con 3 radiales de 30 millas aprox, que se recorrieron 4 veces a horas distintas entre el 1 y el 3 de septiembre (figura 4.5; tabla 4.1). Además se llevaron a cabo diversas estaciones de pesca.

4.2.1. Datos

El equipo acústico consistió en una sonda Simrad EK-500 con transductor de haz partido de 38 kHz. Los datos acústicos se han registrado tanto en papel como en formato digital utilizando el software EP-500 de Simrad. Sin embargo en este último caso no se registró la información relativa a la distancia recorrida por el buque (Vessel log) ni la señal de GPS, necesaria para un correcto post-procesado de los



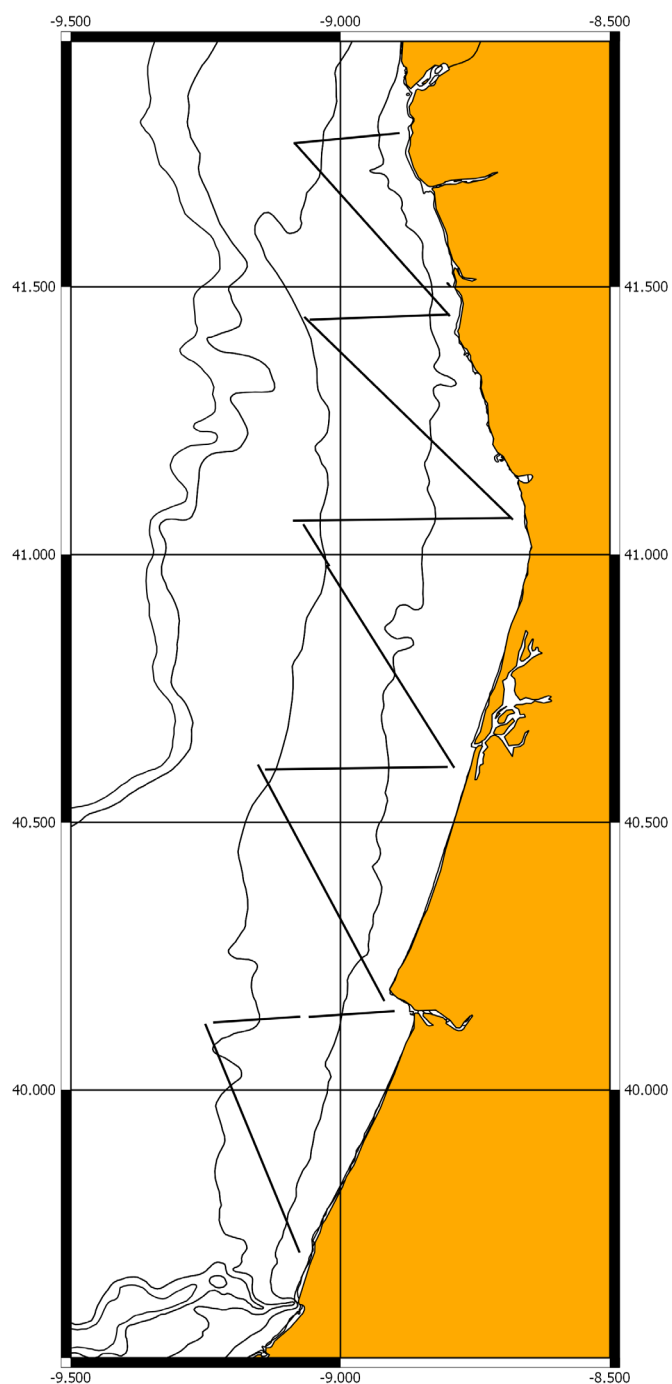


Figura 4.4.: Parrilla de muestreo prospectada durante la fase extensiva de la campaña JUVESU 0998



datos. Para subsanar este problema se procedió de la siguiente manera: de los datos suministrados en hoja de cálculo, se ha retenido la hora, ajustada al minuto, y la posición aproximada de inicio de cada milla. Esta información se ha procesado mediante un algoritmo que corrige la posición si el rumbo del buque deriva en un porcentaje superior al 15% con respecto al rumbo medio o si la distancia entre posiciones contiguas no estuviera dentro de una tolerancia de un 15% con respecto a una milla náutica; de igual manera, la hora también se ha corregido si la velocidad del buque fuera superior a 11.5 o inferior a 8 nudos. Una vez corregidos estos datos, se ha elaborado un nuevo fichero con las posiciones (latitud, longitud) con cadencia de un segundo. Para ello se han utilizado las posiciones y la hora depuradas de inicio y final de cada milla navegada. Entre ambas situaciones, se ha simulado una navegación a velocidad constante y en línea recta, generando posiciones de latitud y longitud cada segundo. Dichas posiciones y la velocidad resultante fueron de nuevo chequeadas, verificando la verosimilitud de aquellas velocidades inferiores a 8 nudos o superiores a 11.5. Este fichero de posiciones, al que se incluyó la hora y el día, fue añadido a los ficheros de ecogramas digitalizados usando el software Echoview.

Tabla 4.1.: Hora de inicio y final de cada radial y recorrido llevado a cabo en la fase intensiva de la campaña JUVESU 0998.

Radial	Hora inicio	Hora final	Período de prospección
1.3	07:05	09:40	Amanecer (Sunrise)
2.3	07:11	09:49	
3.3	07:00	09:40	
1.4	09:55	12:43	Día (Day)
2.4	11:55	14:00	
3.4	11:30	12:51	
1.1	20:22	23:10	Anochecer (Sunset)
2.1	19:41	21:26	
3.1	20:10	22:44	
1.2	23:30	02:10	Noche (Night)
2.2	00:48	02:50	
3.2	23:20	02:05	



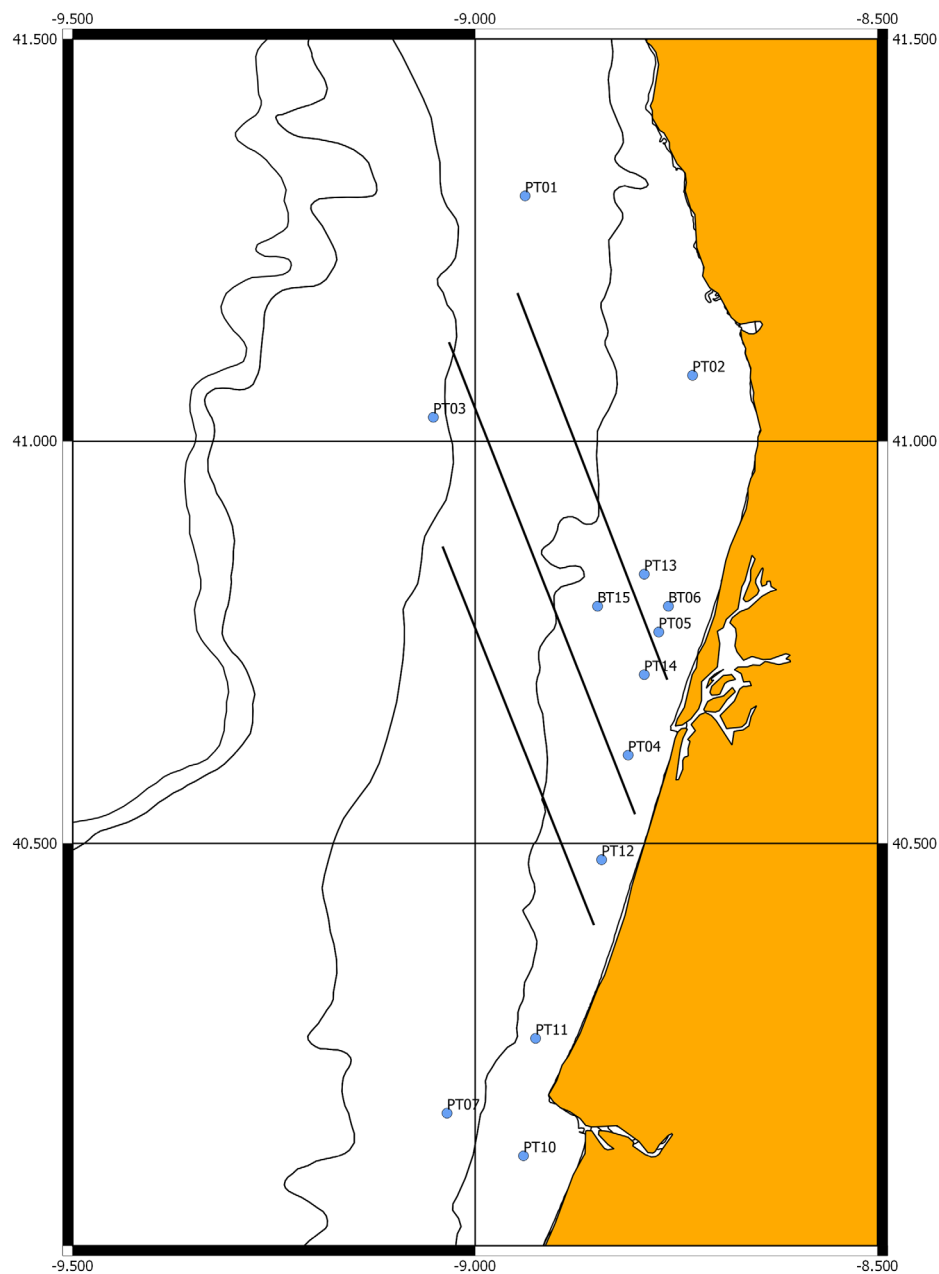


Figura 4.5.: Recorrido acústico llevado a cabo durante la fase intensiva de la campaña JUVESU 0998 y posición media de las estaciones de pesca (en la etiqueta, PT, significa arrastre pelágico; BT arrastre de fondo y número correlativo de pesca).



Como paso previo al análisis, los ecogramas digitales fueron examinados, corrigiendo, en su caso, problemas derivados en la detección del fondo así como cualquier otro ruido presente en los mismos. Además, se ha acotado el análisis entre las horas de inicio y final indicadas en la hoja electrónica o, en su defecto, a la grabación disponible.

4.2.2. Análisis

Para cada radial se ha calculado el valor de s_A total por ESDU medida tanto como unidad de distancia (milla náutica) como de tiempo (seis minutos). Además se extrajeron aquellas ecotrazas atribuidas a concentraciones de peces, usando como criterio de selección un tamaño mínimo de 5 m de longitud (rebajado hasta 2 m en el caso de ecotrazas muy dispersas) y 1 m de altura, así como un umbral de adquisición en s_v de -60 dB.

Cada ecotrazas retenida ha sido tipificada mediante variables energéticas, derivadas de la energía retrodifundida tanto en escala lineal (integración total por cardumen NASC- s_A - y su valor ponderado a la unidad de integración -ESDU en milla náutica o tiempo-) como en escala logarítmica (s_v medio) y el coeficiente de variación, calculado de la siguiente manera:

$$E_{cv} = \frac{E_{sd}}{E_c} \cdot 100$$

donde:

$$E_{sd} = \sqrt{\sum \frac{(E_i - E_n)^2}{n-1}}$$

siendo E_n la energía media del cardumen en escala lineal, E_c la energía del cardumen, y E_i la energía de la i -ésima unidad de muestreo del cardumen considerado, definida en el plano vertical por un ping y en el horizontal por la escala del ecograma (20-50 cm). Además se han extraído descriptores geométricos (longitud, área, altura media, espesor -relación entre la altura máxima y mínima de la ecotrazas- y elongación -relación entre la longitud y la altura media-) y de localización en la columna de agua (profundidad media y profundidad relativa, definida como la relación entre la profundidad media de la ecotrazas con respecto a la profundidad total de la columna de agua).

Se llevaron a cabo dos tipos de análisis:

- En primer lugar se analizaron las variaciones del patrón de agregación con respecto a un ciclo circadiano. Para ello las ecotrazas se han categorizado por



tipología, por período de prospección (atardecer -"sunset"- , noche -"night"- , amanecer -"sunrise"- y día -"day"-) y por estrato de profundidad (nueve estratos con intervalo de diez metros, empezando en 5 m y acabando en 95 m). Las tipologías (Reid et al., 2000) fueron definidas de la siguiente manera:

- School (cardumen): ecotrafa compacta, con bordes bien definidos y con forma más o menos semejante a una elipse y, generalmente, entre aguas.
- Aggregate (agregado): ecotrafa menos compacta, con bordes menos definidos e irregulares y , a diferencia del tipo "school", generalmente elongada.
- Scatter (disperso): ecotrafas muy pequeñas, independientes pero muy próximas entre sí.

Los tipos agregado y disperso fueron divididos a su vez en dos categorías en función de su ocurrencia en la columna de agua, cercana a la superficie ("Surface_aggregate" y "Surface_scatter") o cercana al fondo ("Bottom_aggregate" y "Bottom_scatter"). Las diferencias entre las variables energéticas, geométricas y de localización para las distintas categorías se han testado mediante un ANOVA no paramétrico (Kruskal-Wallis), seguido de un test de comparación múltiple con nivel de significación de $\alpha=0.05$. En el caso de comparaciones pareadas se ha utilizado el t-test de Welch para dos muestras.

- El segundo análisis consistió en el estudio de la variación circadiana del la abundancia. Para ello se ha asumido estacionaridad en la abundancia de peces, especialmente en la distribución de juveniles de sardina (i.e. rango de movimiento limitado en las poblaciones a estudiar).

Conforme a esta premisa se han juntado los resultados de la ecointegración de los recorridos realizados en cada período (amanecer -sunrise-; día -day-; anocheceer -sunset-; y noche -night-). De nuevo, las diferencias entre ellos se han analizado mediante un ANOVA no paramétrico (Kruskal-Wallis), seguido de un test de comparación múltiple con nivel de significación de $\alpha=0.05$.

Los cálculos estadísticos se llevaron a cabo mediante R a través de Rstudio mientras que el análisis geográfico se llevó a cabo con Quantum-Gis 2.6.



Tabla 4.2.: Principales características de las estaciones de pesca. Número, fecha, hora de inicio, posición media (latitud y longitud decimal), profundidad media y captura en número y peso (No, W respectivamente) de las principales especies. PIL, sardina; MAS, estornino; MAC, caballa; ANE, anchoa; HOM, jurel; Otras, en especial mujol (pescas, PT01, PT02, PT03 y BT06), y cangrejo pelágico (*Polydora henslowii*, PT04, PT05, PT11 y PT13)

Est.	Fecha	Hora	Latitud	Longitud	Prof	PIL		MAS		MAC		ANE		HOM		Otras	
						No	W	No	W	No	W	No	W	No	W	No	W
PT01	28/08	10:52	41.2750	-8.8515	27.0	315	23.56	50	8.356	2591	168					4622	487
PT02	28/08	17:25	41.1025	-8.7275	22.0	4	0.266	377	60	1596	100					887	11
PT03	29/08	08:25	41.0050	-9.0435	53.3					27	1.4	1	0.016			61	0.957
PT04	29/08	12:24	40.6250	-8.8050	16.8	43651	460	12	1.464							4	0.088
PT05	29/08	17:07	40.7725	-8.7670	17.5					13	0.76					7	0.386
BT06	29/08	17:58	40.7715	-8.7685	19.0			6	0.876	15	2.616			6355	300	763	14.88
PT07	30/08	12:00	40.1150	-9.0235	45.5			37	5.323	165	10.091	22	0.519	6	0.357		
PT08	30/08	17:44	39.7295	-9.0910	31.3	19211	480	20	3.204	136	4.472						
PT09	31/08	11:49	39.9690	-9.0290	39.8					482	27			1	0.06		
PT10	31/08	14:14	40.0935	-8.9460	20.8	6	0.262	2	0.321	517	29.348			5446	171.6	5	0.09
PT11	31/08	16:19	40.2890	-8.9150	24.8	2515	144										
PT12	01/09	14:57	40.4700	-8.8430	18.5	42039	300			22	3.67						
PT13	01/09	18:41	40.8120	-8.7910	23.8	51	1.066	6	1.58			1	0.033			9	0.182
PT14	02/09	13:23	40.7290	-8.7835	18.3	5985	408			14	13.026	75	1.965	27	1.408		
BT15	02/09	15:04	40.7725	-8.8740	38.0			21	3.468	198	34.519						



4.3. RESULTADOS

En la figura 4.6 y tabla 4.2 se muestran los resultados obtenidos en las pescas. Todas las pescas se han realizado durante el día, por lo que no es posible hacer comparaciones día/noche en función de los resultados de éstas. La especie más representada en las pescas y también la más abundante ha sido la sardina juvenil, con talla media cercana a los 10 cm. Los mayores rendimientos de esta especie se han obtenido en las pescas pelágicas realizadas cerca de la costa y sobre los radiales de la fase intensiva. Además, utilizando un arrastre de fondo, al norte del radial R01 también se ha capturado una cantidad importante de jurel. Además de estas especies, cabe destacar también la presencia de caballa aunque ésta en menor medida. Dado el bajo valor de TS de esta especie, no resulta complicado diferenciar entre los cardúmenes de ambas especies. También ha sido importante la presencia de mújol (*Liza ramada*) en las zonas costeras y, en aguas más profundas, del cangrejo pelágico *Polybius henslowii*. Atendiendo a los resultados de las pescas, se puede concluir que la especie dominante en el área escogida ha sido la sardina.



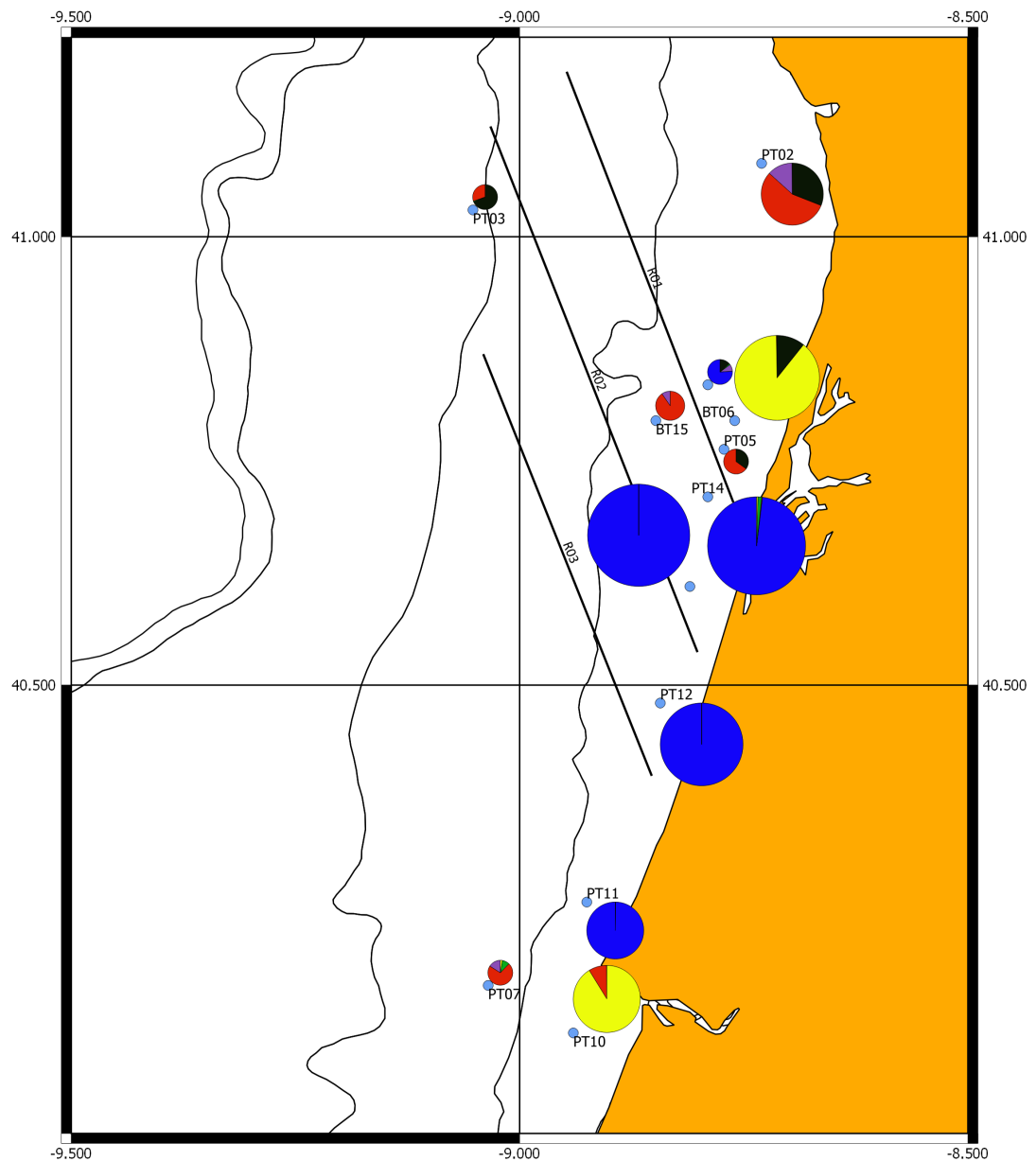


Figura 4.6.: Proporción en peso de las capturas. Los círculos son proporcionales al peso total capturado, con máximo para la pesca PT08 y mínimo para la PT05. En azul, sardina; rojo, caballa; amarillo, jurel; verde anchoa; morado, estornino; y negro, otras.



4.3.1. Correspondencia entre ecograma registrado en papel y el post-procesado

Aunque los valores de ecointegración por milla suministrados junto con la posición y la hora eran aproximados y, además, no han tenido en cuenta los valores de ecointegración de las capas de plancton ni de otros organismos distintos a cardúmenes, la correspondencia entre el análisis realizado en este trabajo y los datos originales ha sido bueno. Tan sólo en el radial número dos, en tres de las cuatro prospecciones realizadas al mismo, se han observado discrepancias superiores al 10 % (figura 4.7). En ese radial, en las cercanías de costa se detectaron grandes concentraciones de juveniles, que quedaron registradas en el papel pero no así en la grabación digital ya que ésta fue cortada, tal como se aprecia en la figura 4.8. Retirando esta zona, en todos los radiales las diferencias son inferiores al 5%, habiendo también, una coincidencia en valores de integración por milla.

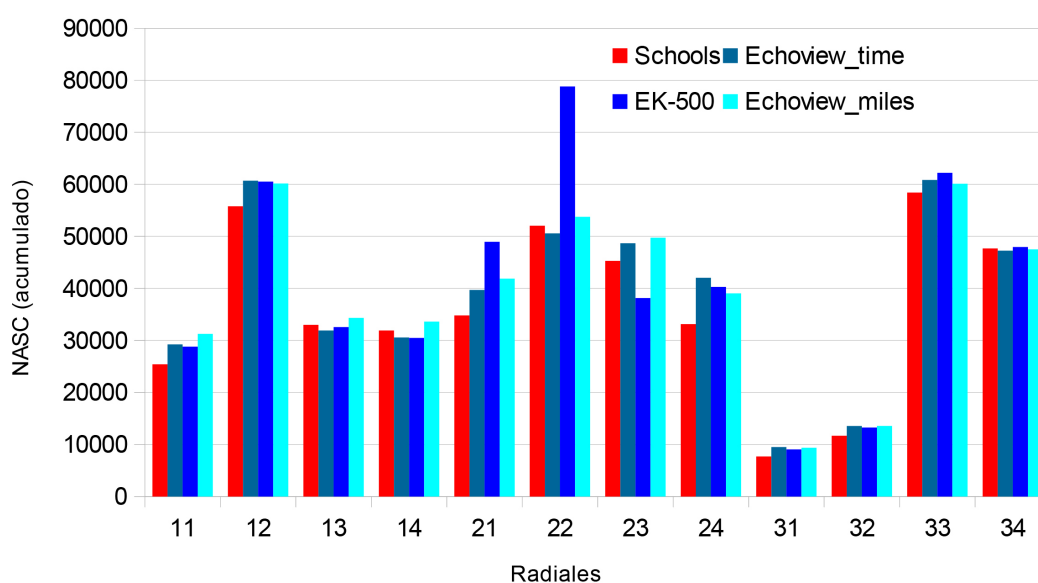


Figura 4.7.: Comparación de los valores acumulados de ecointegración por radial suministrados en hoja electrónica (azul marino y etiqueta EK-500); mediante la extracción de los cardúmenes de peces sin tener en cuenta las capas de plancton (rojo y etiqueta Schools); por ecointegración de todos los organismos presentes en la columna de agua en función de la distancia (milla náutica) derivada de las posiciones de GPS introducidas (azul claro y etiqueta Echoview_miles); y ecointegración de todos los organismos presentes en la columna de agua en función del tiempo (seis minutos) equivalente a una milla náutica si la navegación se realizase a 10 nudos (azul ciano y etiqueta Echoview_time).



De igual manera, se ha hecho otra comparación entre los resultados en papel y la eointegración por períodos de tiempo de seis minutos, equivalentes a una milla náutica si la navegación se realizase a velocidad constante de diez nudos. En este caso los resultados han sido semejantes, por lo que se puede deducir que el algoritmo utilizado para la incorporación de la posición geográfica ha funcionado de forma correcta.

Por otra parte, la incorporación de la posición geográfica ha permitido utilizar el módulo de extracción de cardúmenes del software Echoview, pudiendo caracterizar los mismos en función de sus variables geométricas y de energía.

4.4. Variaciones circadianas en el patrón de agregación.

2936 ecotrazas han sido analizadas en el presente trabajo (tablas 4.3 y 4.4). La mayoría de ellas correspondieron al tipo "scatter" localizadas próximas a la superficie (2044 ecotrazas). La siguiente tipología en abundancia ha sido el "school" (cardumen). Esta última ecotraza ha dominado las prospecciones realizadas durante los períodos diurnos (Sunrise, Day), mientras que el tipo "scatter" ha dominado las prospecciones nocturnas (Sunset, Night), tal como muestra la figura 4.9. En efecto, ambos tipos suponen como más del 70% de las ecotrazas encontradas en esos períodos.

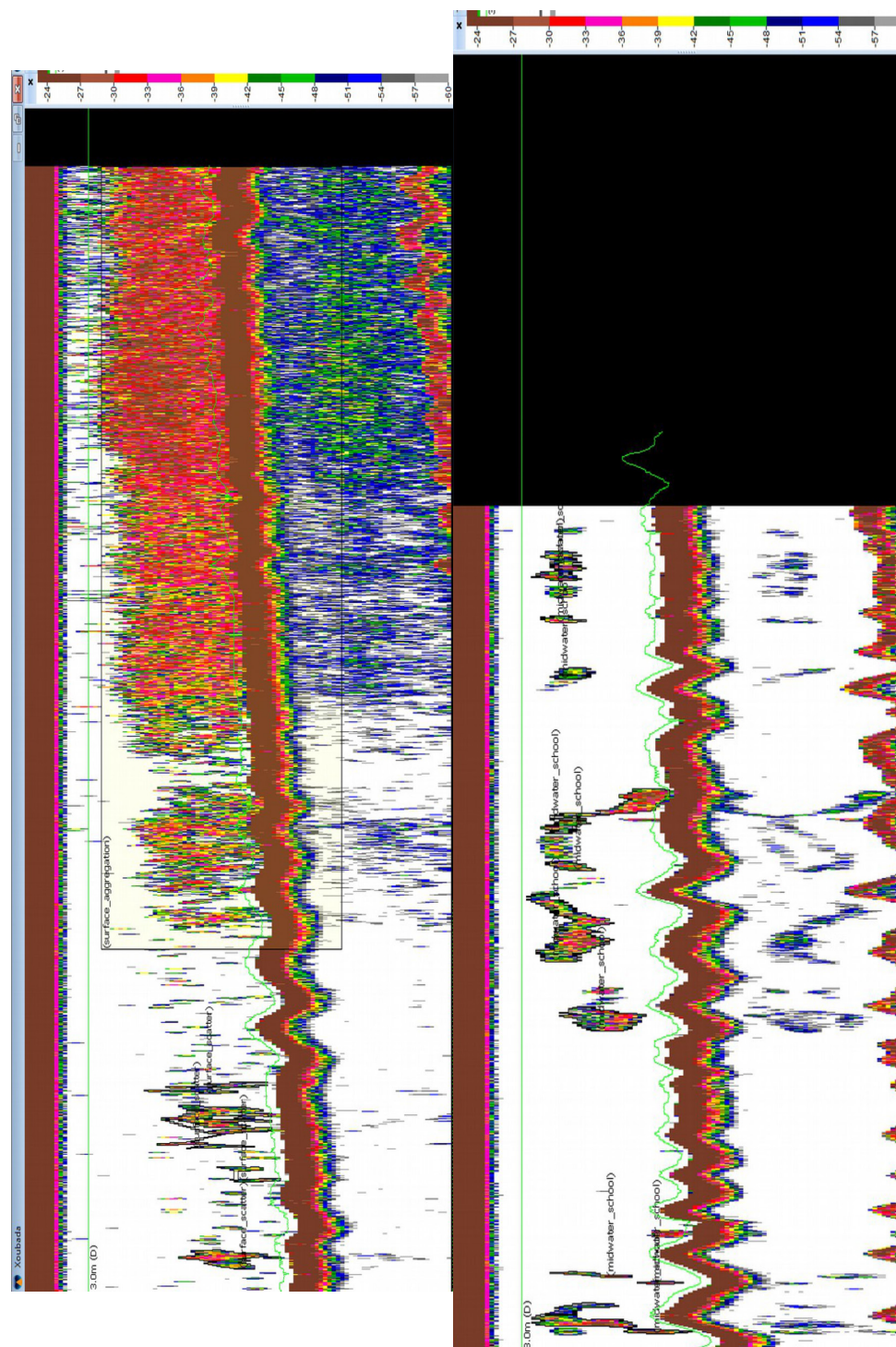
Tabla 4.3.: Número de ecotrazas de cada tipología agrupadas por período de prospección

	Sunrise	Day	Sunset	Night	Total
Bottom_Aggregate	34	6	44	104	188
Bottom_Scatter	0	3	19	61	83
Bottom_School	56	30	14	4	104
Midwater_School	250	202	0	1	453
Surface_Aggregate	0	0	23	41	64
Surface_Scatter	11	8	1411	614	2044
Total	351	249	1511	825	2936

En la figura 4.10a-h se muestran los gráficos boxplot de los principales descriptores de cada tipología de ecotraza. El s_v medio varía de forma significativa entre las



Figura 4.8.: Ecograma mostrando el inicio del radial 2 durante la medianoche (arriba) y el amanecer (abajo). Se puede observar cómo la grabación ha sido cortada en zona positiva de cardúmenes.



diferentes tipologías (K-W $\chi^2 = 488.7342$, $p < 0.0001$), siendo más bajos los valores medios de las tipologías de fondo (bottom school, bottom aggregate y bottom scatter). Sin embargo, no se aprecian diferencias en comparaciones por pares entre los valores del tipo "bottom aggregate" y "bottom scatter", como tampoco entre los valores del tipo "school" y "surface aggregate". En el caso del coeficiente de variación tampoco han existido diferencias en las comparaciones por pares entre las tipologías de fondo ("bottom aggregate", "bottom scatter" y "bottom school") ni entre "school" y "surface scatter".

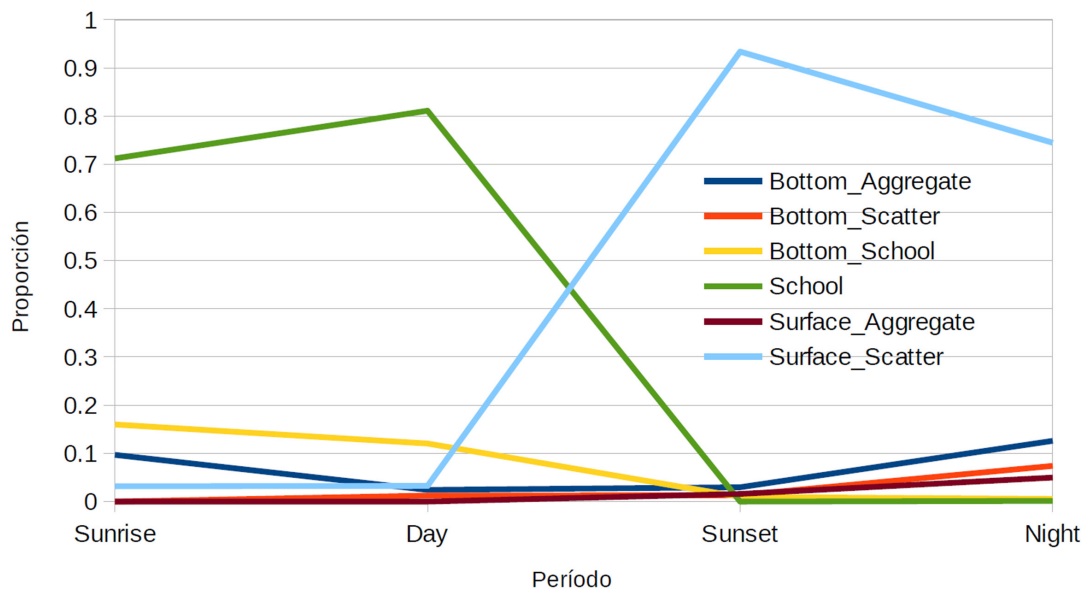


Figura 4.9.: Proporción en número de cada tipología por período de prospección.

Los descriptores geométricos de cada tipo de ecotaza son muy variables, presentando todos valores extremos (figura 2.10c-f). Al igual que lo visto para el s_v medio, también han existido diferencias significativas entre las diferentes tipologías para estas variables. Sin embargo en la comparación entre pares no se han apreciado diferencias significativas para la elongación (cociente entre la altura media y la longitud media de un cardumen) entre los tipos "bottom aggregate", "bottom scatter" y "surface aggregate", lo que sugiere que la dimensión del patrón de agregación difuso del fondo es similar al de superficie. Para la longitud, área y anchura tampoco se encontraron diferencias entre los tipos "bottom aggregate", "bottom scatter", "bo-



ttom school" y "surface aggregate"; para la anchura entre los tipos "bottom scatter" y "school" y entre éste tipo y "surface scatter". En el caso de las variables de localización (figura 2.10g-h), no se han encontrado diferencias significativas en la profundidad media y profundidad relativa entre los tipos de fondo ("bottom aggregate", "bottom scatter" y "bottom school") y entre los de superficie ("surface aggregate" y "surface scatter"); además para la profundidad media tampoco hay diferencias significativas entre "school" y "surface aggregate".

Tabla 4.4.: Valores medianos para algunos de los descriptores de las ecotrazas analizadas en este trabajo.

	Longitud	Grosor	Perímetro	Área	sV medio	MVBS	Coef. Var.	Elongación
Bottom_ aggregate	25.00	2.45	75.92	25.23	-53.61	-54.17	130.08	14.36
Bottom_ scatter	14.53	2.05	44.82	11.16	-54.89	-55.68	128.85	12.27
Bottom_ school	13.41	2.45	40.02	16.69	-48.73	-49.19	146.78	7.12
Schools	4.03	1.65	12.52	4.89	-38.69	-39.61	187.74	2.15
Surface_ aggregate	26.00	3.15	62.09	23.39	-41.80	-42.54	247.10	20.72
Surface_ scatter	4.69	1.65	14.34	3.22	-48.39	-49.67	194.65	4.79
Bottom_ aggregate (sardina)	38.84	5.45	134.77	62.11	-52.54	-53.39	161.32	13.20

Atendiendo a estos resultados, el área prospectada se ha caracterizado por la escasa presencia de ecotrazas de fondo, siendo mucho más numerosas las tipologías distribuidas entre aguas o cerca de la superficie.

Los transectos diurnos ("sunrise" y "day") se han caracterizado por un patrón de agregación compacto, de tipo "school" o cardumen, generalmente entre aguas y cercanos a la superficie.

Durante los transectos nocturnos (períodos "sunset" y "night") ha predominado un patrón superficial disperso, de tipo "surface scatter" y "surface aggregate" ambos con características geométricas y energéticas distintas.



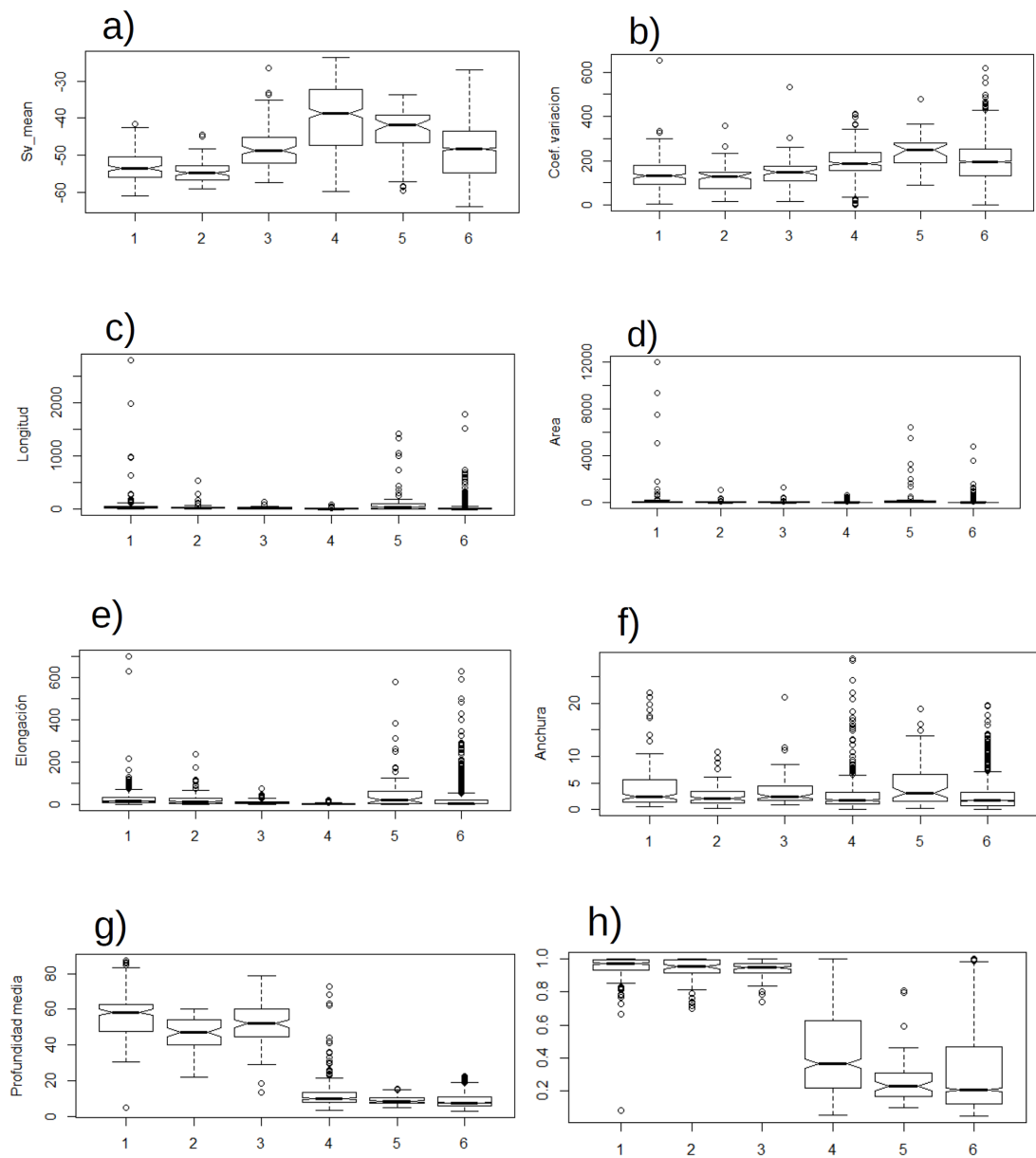


Figura 4.10a-h.: Diagramas box-plot para las variables energéticas (a: s_v medio; b: coeficiente de variación), geométricas (c: Longitud; d: Área; e: Elongación; y f: Anchura) y de posición (g: Profundidad media; h: Profundidad relativa) de las diferentes tipologías: 1.- "Bottom aggregate"; 2.- "Bottom scatter"; 3.- "Bottom school"; 4.- "School"; 5.- "Surface aggregate"; y 6.- "Surface scatter".



La contribución de cada tipología a la energía retrodifundida total integrada ha sido variable a lo largo del ciclo circadiano. Durante los períodos diurnos (“sunrise” y “sunset”) más del 90% de la energía se ha localizado en el tipo “school” (figura 4.11), algo esperado dado su mayor s_v medio (figura 4.10a). En algunos casos su densidad ha sido tan alta que ha provocado un efecto de sombra o “shadowing effect” producido por la absorción y retrodifusión de casi toda la energía incidente, tal como se muestra en la figura 4.12.

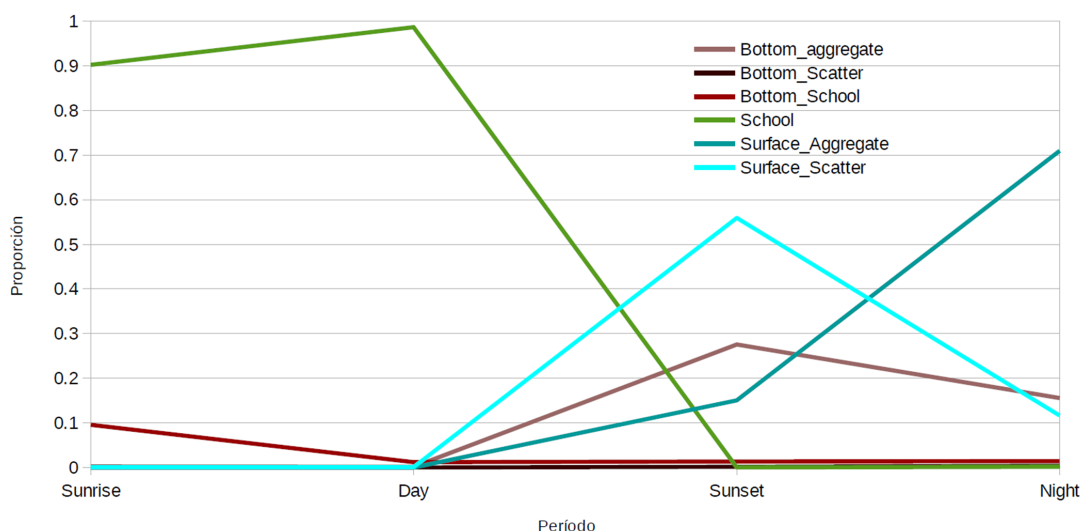


Figura 4.11.: Proporción en energía de cada tipología por período de prospección

Por el contrario, en las prospecciones realizadas de noche, la contribución relativa de cada tipología a la cantidad total de energía retrodifundida ha sido más variable (figura 4.11). En la prospección hecha al anochecer (“sunset”), el tipo “surface aggregate”, siendo el tipo más abundante (93.4 % de las ecotrazas detectadas), aporta el 56% de la energía mientras que tipologías menos abundantes como las agregaciones (“bottom aggregate” con un 3% y “surface aggregate” con un 1.5%) representan el 27% y el 15% respectivamente de la energía total. Dado el mayor s_v medio del tipo “surface aggregate” es esperable esta alta contribución. En el caso del tipo “bottom aggregate”, la mayor contribución proviene de una zona localizada en el radial 2, sobre un fondo de 50 m, donde se localizó una concentración importante cerca del fondo, con una extensión superior a dos millas, de la que la figura 4.13 muestra



una sección de la misma. Por otra parte, el tipo “surface aggregate” se asemeja a una capa, generalmente con forma irregular y más larga que ancha de alta densidad y que se encuentra próxima a ecotrazas más pequeñas y difusas, tipo “surface scatter”, tal como se observa en la figura 4.14. Este mayor tamaño junto con su valor medio de energía más alto hacen que su contribución, a pesar de su baja ocurrencia, sea significativa. Con el paso de las horas su porcentaje en número aumenta lo que unido a un valor de s_v un poco mayor ($K-W \chi^2 = 6.4493$, $p = 0.0111$), aunque no varíe su geometría ($p > 0.05$), hace que durante el período de nocturno (“night”) su contribución a la energía total ecointegrada aumente hasta el 71%. (figuras 4.11 y 4.15). La posición relativa en profundidad muestra un patrón muy definido para cada tipología. En el caso de los tipos nocturnos de superficie (“surface aggregate” y “surface scatter”) se observa una mayor variabilidad (mayor rango) en la profundidad relativa de las ecotrazas localizadas en aguas someras con respecto a aquellas que ocurren en aguas más profundas. Además, las situadas en aguas someras poseen una profundidad media significativamente mayor que aquellas situadas en aguas más profundas (figura 4.16 a). En el caso del tipo “school” la posición relativa es similar a la de los tipos superficiales (figura 4.16b). Sin embargo, esta categoría ocurre a una profundidad significativamente superior a la de los tipos superficiales ($t = -8.2293$, $p < 0.001$). Los tipos de fondo, como cabría esperar, están fuertemente correlacionados con la profundidad total (figura 4.16c).

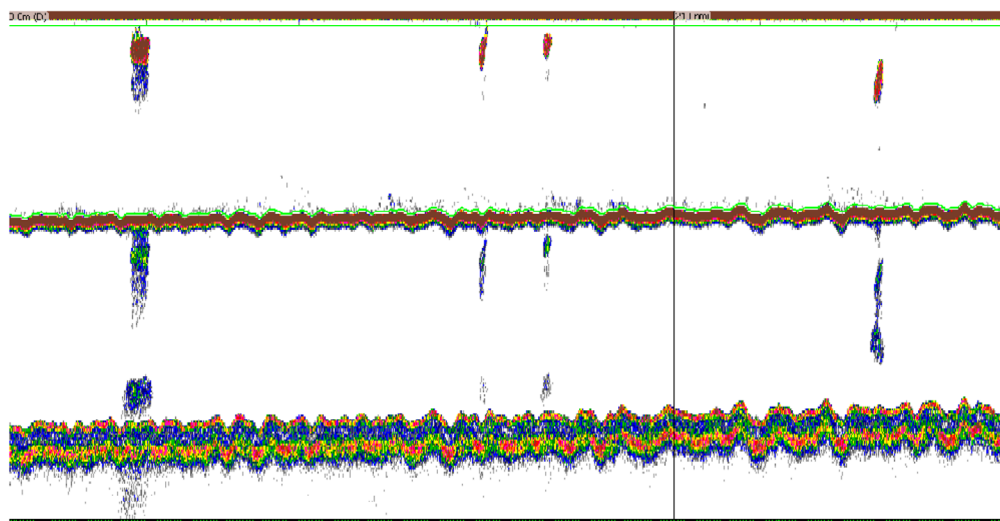


Figura 4.12.: Ecograma mostrando ecotrazas tipo “schools” localizados en el radial 3 a las 12:10. La alta densidad de la primera provoca un efecto de sombra (shadowing) al absorber el cardumen casi toda la energía incidente. La profundidad media es de 40 m.



4.3.3. Variaciones circadianas en la abundancia.

En la figura 4.17 se muestran los valores de ecointegración total por período mientras que en la figura 4.18 se muestra la integración acumulada desde costa. A pesar de las diferencias observadas en el total acumulado, el valor medio es semejante para los cuatro períodos, tanto si los datos originales son transformados en escala logarítmica o no (K-W $\chi^2 = 0.3667$, $p = 0.947$, figura 4.19). De igual manera las comparaciones entre pares (t test de Welch), no muestran diferencias en los valores medios obtenidos en cada recorrido (tabla 4.5).

Tabla 4.5.: Valor del estadístico t de Welch y probabilidad obtenidos en los test de comparación de pares en los recorridos efectuados.

	Sunrise	Day	Sunset	Night
Sunrise		p=0.6471	p=0.1133	p=0.6068
Day	t=-0.46		p=0.2448	p=0.9189
Sunset	t=1.6168	t=1.1782		
Night	t=-0.5172	t=0.1022	t=0.0847	p=0.3814

4.4. DISCUSIÓN

Se estima que el 80% de las especies de teleósteos forman agregados en al menos una fase de su ciclo vital, especialmente durante la fase juvenil (Freon y Misund, 1999; Pitcher, 2001). El patrón de estos agregados depende de factores externos e internos de la población, abióticos o bióticos, tales como genéticos, sociales, energéticos, supervivencia, búsqueda de alimento entre otros (Parrish et al., 2002). En aquellos casos en que el patrón de agregación es compacto, es esperable que éste esté conformado por individuos que guardan afinidad entre sí (i.e. misma población) y que, además, posean talla similares. Este tipo de agrupación posee ventajas tanto hidrodinámicas como de sincronismo y reacción conjunta ante factores externos como por ejemplo, el ataque de depredadores (Hemelrijk y Kunz, 2004).



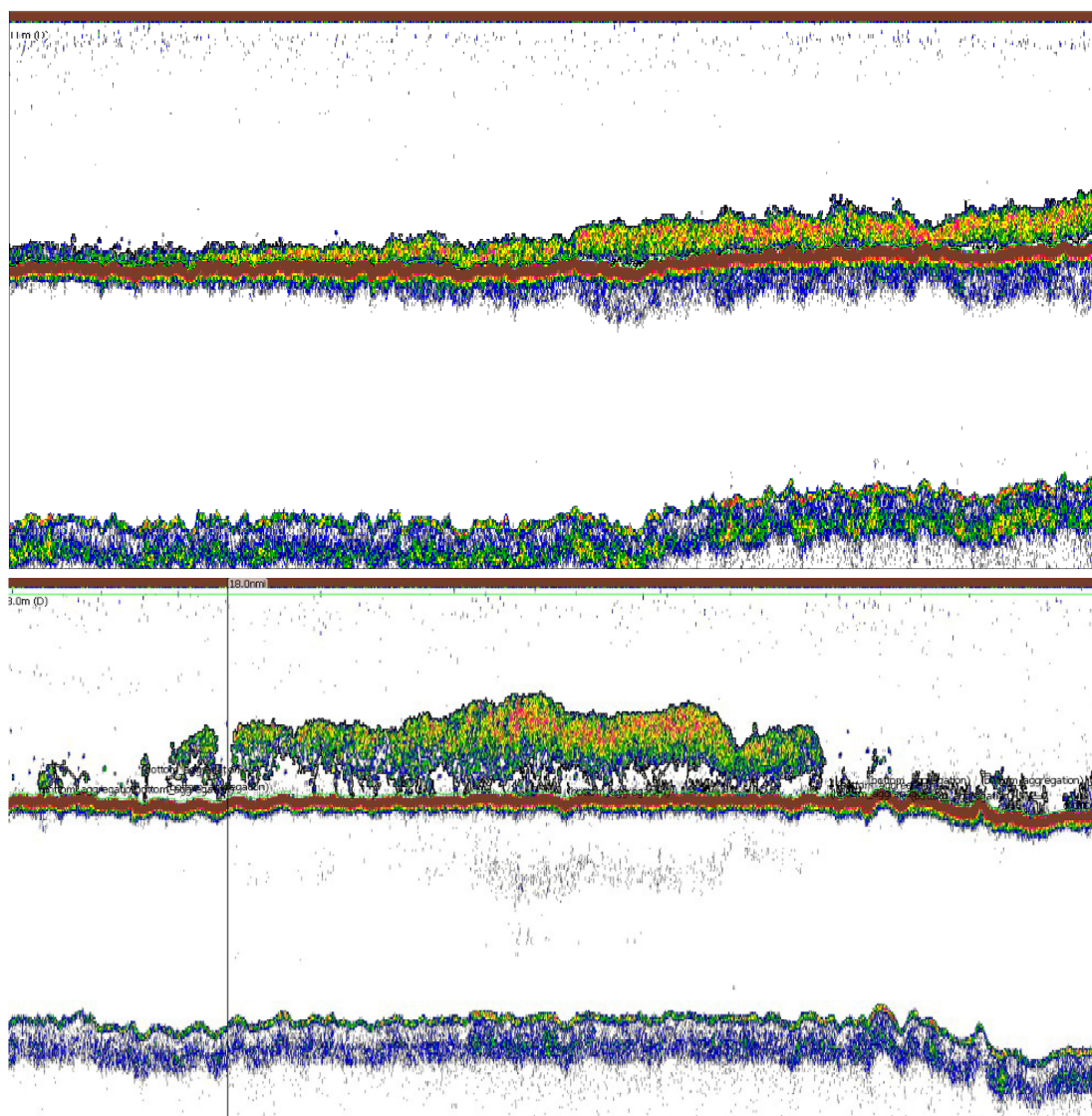


Figura 4.13.: Ecograma mostrando una ecotrazo tipo “bottom aggregate” localizada en el radial 2 a las 21:30 (GMT) (arriba) y, posteriormente, a las 00:55 en la siguiente prospección. La profundidad media es de 50 m. En ambos casos se observa un segundo eco de fondo.



La principal especie encontrada en la zona objeto de este estudio ha sido la sardina. La talla media de la mayoría de los individuos capturados (10-12 cm) correspondía a juveniles nacidos en ese año (reclutas), especialmente en las aguas costeras (20-30 m), si bien también se capturaron individuos con talla media cercana a los 19 cm. Es por ello que la gran mayoría de las ecotrazas encontradas en las cuatro prospecciones realizadas a la zona podrían pertenecer a esta especie. Efectivamente, las características geométricas de la tipología “school” o cardumen detectada en las prospecciones diurnas coincidían con las observadas para la sardina y detalladas en el capítulo 3 de la presente memoria. Además, las otras especies capturadas, tienden a formar cardúmenes con características distintas. Así el jurel de 17 cm tiende a formar cardúmenes próximos al fondo, siendo más pelágicos en zonas abruptas, si bien en el área muestreada esta topografía no es abundante. Por otra parte el estornino tiende a formar cardúmenes menos compactos y más próximos al fondo, de los cuales tan sólo se han registrado algunos y que en el análisis originaron la mayoría de los outliers. Finalmente el bajo TS de la caballa hace que el valor de s_v medio, para valores semejantes de densidad de individuos, sea mucho más bajo, algo que tampoco se ha observado. Por todo ello se puede asumir que los resultados obtenidos obedecen principalmente al comportamiento observado en sardina.

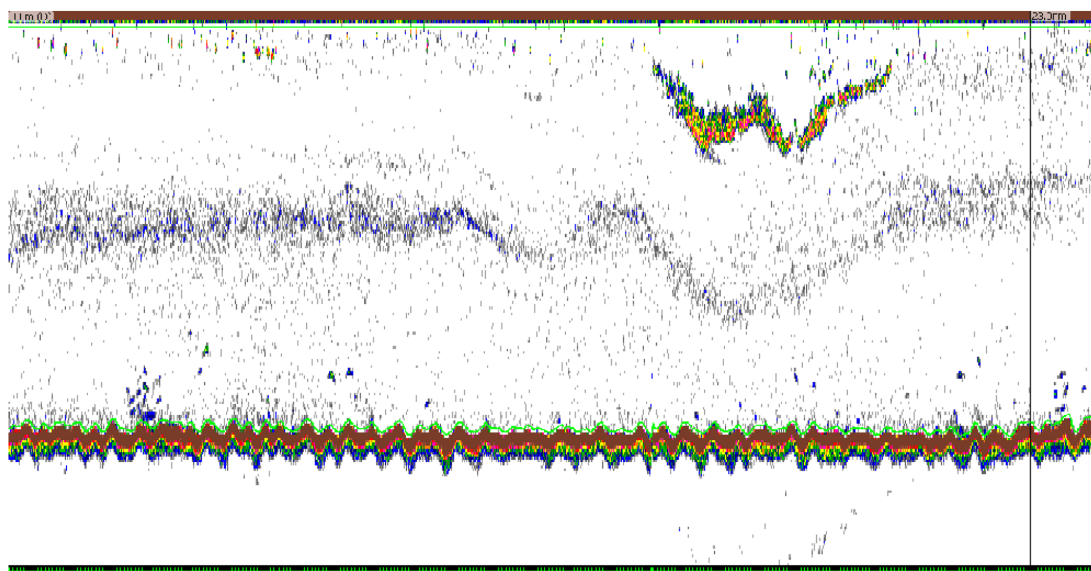


Figura 4.14.: Ecograma mostrando una ecotaza tipo “surface aggregate” localizada en el radial 1 a las 22:33 (GMT) (parte superior izquierda), próxima a otra zona donde predomina el tipo “surface scatter”. La profundidad media es de 60 m.



El hecho más destacable del presente estudio es la relativa estabilidad de los patrones de agregación de la sardina con respecto a la columna de agua. La mayoría de ellos se han situado próximos a la superficie, situados a menos de 20 m de la superficie activa del transductor acústico (aproximadamente 25 desde la superficie del mar). En la mayoría de las descripciones de ciclos circadianos, independientemente de la variación en el patrón de agregación, se relata también un cambio en la profundidad media de ocurrencia. Las variaciones día/noche en profundidad media de clupeidos reportadas suele ser superiores a 20-30 m, en casos con una distribución más superficial durante las horas nocturnas (Orlowski, 2005; Giannoulaki et al., 1999) o al revés (Dias et al., 1989; Zwolinski et al., 2006; Zwolinski et al., 2007).

El principal patrón observado durante el día obedece a la descripción hecha por Pitcher de "school" o cardumen. Las capturas casi monoespecíficas realizadas sobre esta tipología junto con la similitud en tallas coinciden también con lo postulado por Hemelrijk y Kunz (2004) y descrito anteriormente. En relación a los valores de la variable elongación observada en Zowlinski (2007) para la sardina adulta en la misma zona, si bien se mantiene una relación similar, en el presente estudio los cardúmenes detectados son aún más compactos, con una relación mediana de la longitud frente a la altura próxima a 2:1 frente a la relación 5:1 encontrada en primavera. Es posible que tanto la talla media, inferior en el presente estudio, como diferencias en comportamiento estacionales (finales de verano frente a primavera época en la que la sardina está en puesta) expliquen estas diferencias.

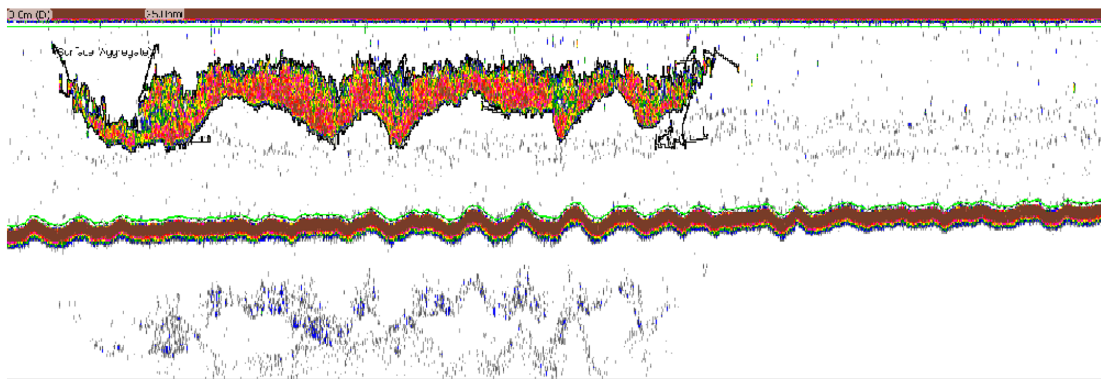


Figura 4.15.: Ecograma mostrando una ecotrafa tipo "surface aggregate" localizada en el radial 1 a las 01:35 (GMT). La profundidad media es de 30 m.



La profundidad media a la que se han encontrado los cardúmenes es inferior a la observada también en Zowlinski (2007) o en Scalabrin et al., (1996) para la sardina en aguas francesas del Golfo de Vizcaya, pero semejante a la relación observada por Soria et al., (2003) en las aguas adyacentes a Catalunya. Por otro lado, no se han observado diferencias entre ninguno de los descriptores de los cardúmenes, ni energéticos ni geométricos, en los períodos de luz solar ("Sunrise", "Day"), por lo que la formación de estos agregados debe quedar definida al amanecer y permanecer prácticamente invariable a lo largo del período diurno. Esta estabilidad en los descriptores ha permitido llevar a cabo la discriminación entre ecotipos, a través de análisis multifactorial, que, finalmente, son adscritos a diferentes especies. La discusión pormenorizada sobre esta particularidad se ha llevado a cabo en el capítulo 3 de esta tesis.

Las tallas medias de la sardina han variado entre 10 y 19 cm. No parece que esta diferencia en tallas tenga influencia en el patrón de agregación diurno. Tsagarakis et al. (2012) han estimado que la capacidad de formar cardúmenes bien definidos en sardina está fuertemente relacionada con la talla. Para tallas superiores a 10 cm el patrón de agregación esperable coincide con el descrito en el presente trabajo mientras que para tallas inferiores el patrón diurno obedece más a una forma en zig-zag.

Durante la noche ocurren dos tipos de patrones. El primero, formado por pequeñas ecotrazas próximas entre sí y cercanas a la superficie, denominadas "surface_scatter", ha sido el más frecuente. El valor de s_v medio es próximo al del tipo "school", aunque significativamente más bajo, si bien el coeficiente de variación, que refleja la homogeneidad interna de la ecotaza (medida de dispersión de los valores individualizados de s_v frente al s_v medio), no ha presentado diferencias significativas entre ambas tipologías. Para la extracción de las mismas se ha utilizado un algoritmo que permitió englobar en la misma ecotaza a aquellas adyacentes situadas a distancias inferiores a 3 m en el plano vertical y 10 en el plano horizontal. Esto permitió reducir el número de ellas que, en su conjunto, mostraron una elongación mediana cercana a 4.8, pero con una alta dispersión que hace que la media tenga un valor muy distante, de 21.9, indicando la presencia de valores extremos. Sin embargo, dada la irregularidad que presenta en su perímetro (figura 4.20) estos valores no son comparables a los observados en el trabajo de Zowlinski (2007). Por otro lado, a pesar del alto número, el pequeño tamaño de los mismos, unido a su s_v medio significativamente inferior al observado en el tipo "school" hace que su contribución al valor de ecointegración tenga mayor importancia justo a la puesta de sol. Sin em-



bargo, su distribución contagiosa y su s_v medio superior al de las capas de plancton, permite su identificación y extracción. Conforme pasa la noche el número del tipo "surface_scatter" disminuye drásticamente de 1400 a 600, lo que supone una reducción de un 56%, a la vez que aumenta en un 44% el número del tipo "surface aggregate". El mayor tamaño de esta tipología, cinco veces superior al tamaño mediano del tipo "school" junto con la similitud en s_v medio hacen que constituya el 70% de la eointegración obtenida durante el período de noche. Este patrón de agregación en densos agregados situados cerca de la superficie durante la noche no había sido descrita, ya que en la mayoría de los casos éste ocurre cerca del fondo (Zowlinski, op. cit.). En el presente estudio, en sólo una ocasión se ha visto una agregación tipificada como "aggregate" cerca del fondo y semejante a la descrita por Zowlinski. Las características geométricas de estas ecotrazas no presentan diferencias con las de la tipología "surface_aggregate" (t-test de Welch). Por el contrario, es en los descriptores energéticos originales (s_v -mean y sus derivados -coeficiente de variación- o MVBS entre otros) donde las diferencias son significativas ($t=-6.9792$, $p<0.001$), no habiendo, sin embargo, diferencias en los valores NASC promediados a una milla, lo que sugiere una gran cercanía entre ambas tipologías.

No obstante, los valores de s_v medio han sido comparativamente más bajos que los observados en las campañas de primavera analizadas por Zowlinski (2007), lo que refleja una densidad menor. Por otra parte, la falta de pescas nocturnas impide elucidar si este comportamiento excepcional con respecto al resto de las ecotrazas que permanecen en capas superficiales es debido a la presencia de sardina adulta frente a los superficiales, compuestos por sardina juvenil. Si esto fuese así, la falta de reclutas en las campañas de primavera analizadas por Zowlinski (2007) impediría que observasen el mismo comportamiento, restringido sólo a los juveniles.

Como ocurre en la mayoría de las prospecciones acústicas, los datos de eointegración muestran una distribución muy sesgada, donde pocos valores tienen una gran incidencia en los valores medios y en la varianza (Simmonds y McLennan, 2005). En todos los recorridos realizados, casos el coeficiente de sesgo (skewness) ha sido positivo variando desde 3.7 durante el transecto realizado a medianoche ("night") a 2.1 en el efectuado al amanecer ("sunrise"). De igual manera el coeficiente de kurtosis ha sido en todos los casos superior a 3, si bien en el caso de los recorridos realizados a medianoche ("night") y amanecer ("sunrise") éste fue próximo a tres (3.7 y 3.5 respectivamente). Estas distribuciones sesgadas ocasionan que en valor acumulado haya importantes diferencias entre recorridos pero que, en valor medio, no existan diferencias significativas, a diferencia de lo observado en trabajos similares.



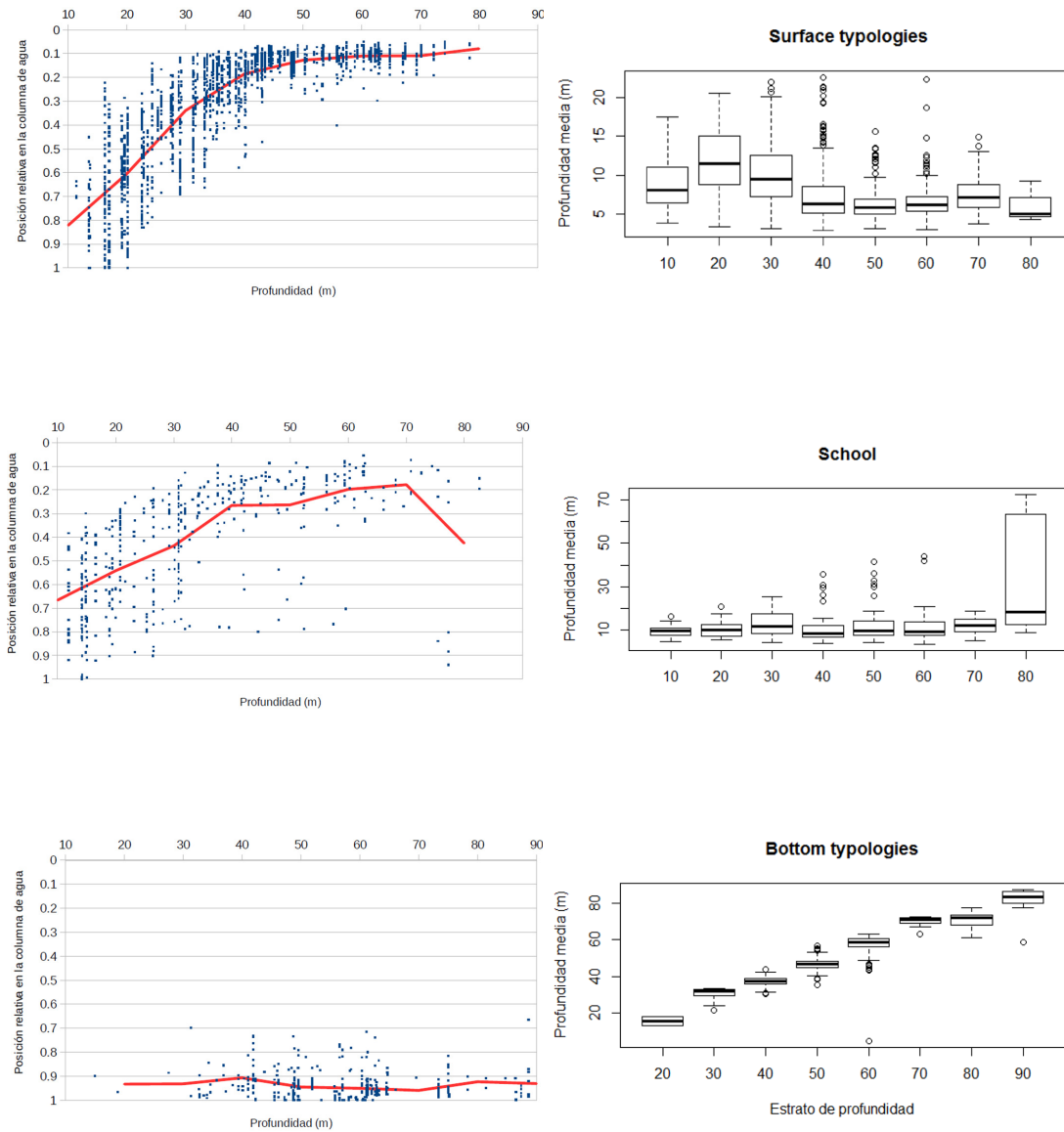


Figura 4.16a-c: Posición relativa en la columna de agua (paneles de la izquierda) y profundidad media por estrato de profundidad (paneles de la derecha) para las tipologías de ecotrazo de superficie (panel superior, "surface_aggregate" y "surface_scatter"); para la tipología "school" (panel central); y para las tipologías de fondo (panel inferior, "bottom_aggregate", "bottom_scatter" y "bottom_school").



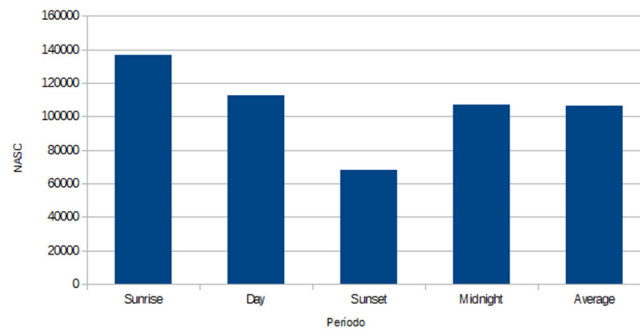


Figura 4.17.: Valores de ecointegración total (NASC) obtenidos en los diferentes recorridos realizados. Se incluye también la media.

La relativa estabilidad en la profundidad media excluye variaciones en biomasa ocasionadas por diferencias en el TS individual en función de la profundidad (Marchias y Tsimenides, 1996; Orłowski, 2005; Godø et al., 2009). De igual manera, la escasa incidencia de migraciones nictimerales, limita también el efecto del ángulo de cabeceo en las estimaciones: aquellos peces cuya posición relativa con respecto a la superficie varía por movimientos de ascenso o descenso en la columna de agua, disminuyen su aspecto dorsal (superficie de insonificación) y, consecuentemente, tendrán un eco inferior al esperado que se traduce en una subestimación de la biomasa (Huse y Korneliussen, 2000). De igual modo, la escasa incidencia de las migraciones hacia el fondo y, sobre todo, la ausencia de ecotrazas muy próximas al fondo también limita el efecto subestimador de la zona ciega de la onda acústica (Hjellvik et al., 2004).

4.4.1. Implicaciones metodológicas para las campañas de acústica

La adecuación de la intensidad de muestreo así como las posibles variaciones en la estimación de biomasa por ecointegración por cambios tanto en el patrón de agregación como de distribución han sido objeto de estudio desde la implementación de este método (Orłowski, 2005; Fréon y Misund, 1999.). En algunos casos la relativa estabilidad en los valores de energía retrodifundida (S_v mean) obtenida en los registros nocturnos con respecto a los diurnos permitiría incrementar la precisión de la estimación de la abundancia de los clupeidos del Báltico (Axenrot et al., 2004). Sin embargo, en algunos la excesiva dispersión nocturna imposibilita la discriminación entre plancton y peces dispersos (Tsarakakis, 2012; Massé, 1996; Scalabrin y Massé,



1993). En este caso concreto, no parece haber problemas para realizar el muestreo acústico durante las 24 horas del día, al ser no significativas las diferencias día/noche en términos de energía retrodifundida integrada, aunque el patrón de agregación sea totalmente complementario. Tampoco parece haber problemas de elusión diferencial al buque por la cercanía a superficie de las ecotrazas: la igualdad en cuanto a número y descriptores de los agregados tipo “school” detectados en las dos coberturas diurnas y la falta de diferencias significativas en cuanto a ecointegración día/noche así lo sugieren. Aglen (1983), tampoco encontró variaciones día/noche en el análisis de varias campañas, al tiempo que también recomendaba tener en cuenta la distribución de la especie objetivo con el objeto de incrementar la precisión.

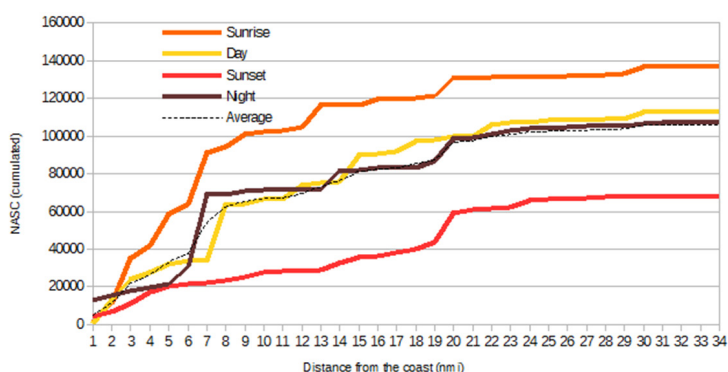


Figura 4.18.: Valores de ecointegración acumulados (NASC) desde la costa obtenidos en los diferentes recorridos realizados. Se incluye también la media.

Sin embargo, conviene destacar que estas observaciones sobre la distribución de juveniles de sardina se han hecho en un año concreto (1998) y no se sabe si los resultados observados pueden verse afectados por fenómenos densodependientes y medioambientales tal como postulan Fernö et al., (1998) y Pitcher (2001). El reclutamiento de sardina de 1998 se ha considerado como inferior a la media (y mediana), próximo al primer cuartil de los reclutamientos estimados para la serie histórica 1978-2013 mientras que los últimos 9 reclutamientos (2006-2013) se estimaron como los más bajos de la serie (ICES 2014). El efecto de este escaso número, un 50% en términos medios inferior a la fuerza del reclutamiento estimada en 1998, sobre la teórica distribución y patrón de agregación de los juveniles de sardina debería estudiarse en un área menor, semejante a la analizada en este trabajo, como paso previo a una campaña de mayor escala.



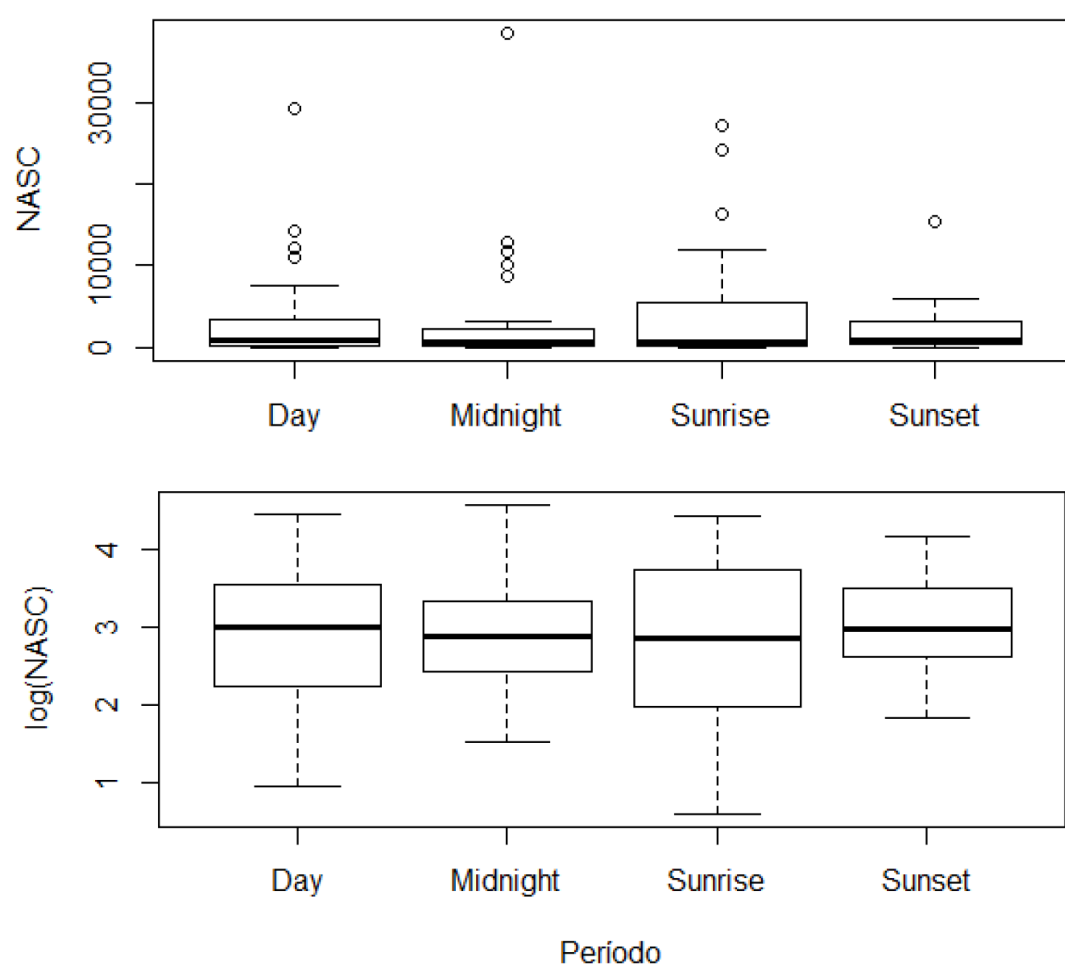


Figura 4.19.: Diagrama Box-plot de los valores de ecointegración de cada una de las prospecciones. Panel superior, valores originales de NASC; panel inferior, valores transformados en escala logarítmica



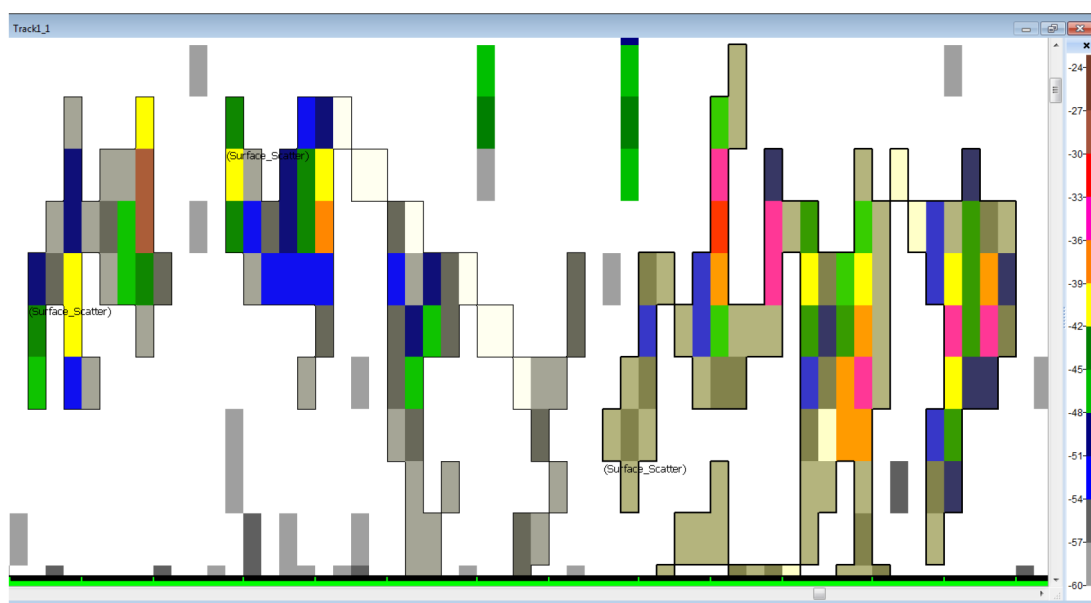


Figura 4.20.: Ampliación de la zona superficial de la columna de agua mostrando un ejemplo de ecotrazo de tipo "surface scatter".





5

CRITERIOS DE DISTRIBUCIÓN DE ENERGÍA ECOINTEGRADA BASADOS EN LOS RESULTADOS DE PESCAS IDENTIFICATIVAS



5.1. INTRODUCCIÓN

Uno de los principales retos en las campañas de evaluación de biomasa a través de campañas acústica en contextos multiespecíficos es, en primer lugar, la identificación de todas las especies que ocurren durante la prospección y, en segundo lugar, distribuir la energía retrodifundida eointegrada de la forma más precisa y exacta entre esas especies. De forma tradicional este paso, crucial a la hora de obtener estimaciones objetivas de abundancia, se lleva a cabo mediante el examen experto de ecogramas cuyas ecotrazas son asignadas a especies, basado en el conocimiento empírico que es a su vez corroborado mediante pescas identificativas (Rose y Leggett, 1988). Sin embargo, no siempre es posible obtener muestras representativas de ellas comunidades de peces (McClatchie et al., 2000; O'Driscoll, 2003) u obtener muestras en todas las zonas de interés, limitando la capacidad de las ecosondas como métodos no invasivos para la identificación y cuantificación de especies acuáticas (Gauthier y Horne, 2004). Por otra parte, el bajo número de estaciones de pesca en relación a la superficie prospectada obliga a extrapolar los datos obtenidos hacia áreas no muestreadas (Doonan et al., 2003).

Además de los métodos basados en las estaciones de pesca, existe una amplia variedad de aproximaciones tales como aquella basadas en modelos teóricos de respuesta acústica para una única frecuencia (Gauthier y Horne, 2004); en variables auxiliares, incluyendo hábitats (Lawson et al., 2001); análisis multifrecuencia, tanto de forma directa (Korneliussen et al., 2009) como a través del coeficiente de volumen de energía retrodifundida ($\Delta MVBS$) (Logerwell y Wilson, 2004); técnicas de análisis de imagen (Reid y Simmonds, 1993); análisis multifactorial (Scalabrin, 1997; Scalabrin et al., 1996; Lebardier et al., 1998; Fernandes, 2009; Coetzee, 2000); análisis neural (Cabreira et al., 2009; Haralabous y Georgakarakos, 1996), entre otros muchos trabajos resumidos en Horne (2000).

En las aguas suratlánticas de Europa (Portugal, España y Francia), las campañas de prospección acústica que se llevan a cabo para la estimación de las poblaciones de peces pelágicos lo hacen sobre ecosistemas multiespecíficos que, además, suelen variar tanto en función de la profundidad como del área. En los tres casos, el método de distribución de la energía eointegrada está basado tanto en la proporcionalidad de especies obtenida en las estaciones de pesca como en la experiencia del observador, corroborado por los resultados obtenidos en las estaciones de pesca. El primero se aplica en las zonas prospectadas próximas a esa estación de pesca. El



segundo puede o bien asignar a una especie concreta una ecotaza determinada o, en contextos multiespecíficos, una determinada pesca a un conjunto de ecotrazas. Este segundo caso suele ser consistente, ya que integra criterios sólidos procedentes del examen de numerosos de ecogramas corroborados mediante pescas. Sin embargo, la falta en algunos casos de una especie claramente dominante, unido a tamaños relativamente pequeños y/o muy variables de ecotrazas, dificulta establecer criterios únicos de examen y análisis de ecogramas e, incluso, de la elección de la pesca que mejor represente esa diversidad de ecotrazas, por lo que estos criterios son difíciles de transmitir y de replicar por otros observadores. Es, según lo descrito por Petitgas et al. (2003), el reto de asociar una determinada realidad acústica (ecotrazas) a una comunidad de peces determinada, partiendo de la hipótesis de que ambas muestran cierta estabilidad temporal y espacial. Este hecho, en última instancia, permite la extrapolación de los resultados de una pesca obtenidos en una zona y hora determinada a localizaciones próximas con semejante imagen acústica. Por otra parte, cualquier método automatizado de asignación consistente de especies a ecotrazas (y su energía ecointegrada) debe ser lo suficientemente rápido para permitir el procesamiento de gran cantidad de información procedente de campañas extensas de evaluación (i.e. más de veinte días de registro de datos). Durante el proyecto PELASSES, cuyo principal objetivo era la mejora de la precisión de las estimaciones de biomasa de peces pelágicos resultantes de las campañas de acústica e ictioplancton llevadas a cabo en las aguas suratlánticas de Europa, se llevó a cabo un ejercicio de comparación de métodos de distribución de la energía ecointegrada basados en las estaciones de pesca. Además del método aplicado de forma rutinaria, el ejercicio incluyó dos alternativas más. La primera basada en la aplicación de la proporcionalidad encontrada en la pesca más cercana y la segunda en el método ideado por Petitgas et al. (2003). En este capítulo de la tesis se analizan los resultados obtenidos en la aplicación de las tres alternativas a los datos procedentes de una zona prospectada durante la campaña Pelacus 0401.

5.2. MATERIAL Y MÉTODOS

Los datos proceden de la campaña Pelacus0401 llevada a cabo a bordo del B/O Thalasa entre el 30 de marzo y el 21 de abril de 2001. La parrilla de muestreo consistió en un diseño sistemático con radiales paralelos entre sí y separados 8 millas entre sí. La Unidad de Distancia Elemental de Muestreo (ESDU) se ha fijado en una milla náutica. Para este ejercicio se escogió una zona situada entre Santander y el Cabo



Machichaco (figura 5.1). En esta zona, que se caracteriza por la presencia de radiales muy cortos debido a la estrechez de la plataforma con otros más largos y a cambios de batimetría y tipología de fondos, se prospectaron 5 radiales y se llevaron a cabo 4 pescas identificativas. Los datos acústicos fueron almacenados y post-procesados usando el software Echoview. Las estaciones de pesca, realizadas con un arte de aprox. 25 m de apertura vertical y 55-60 m horizontal fue utilizado.

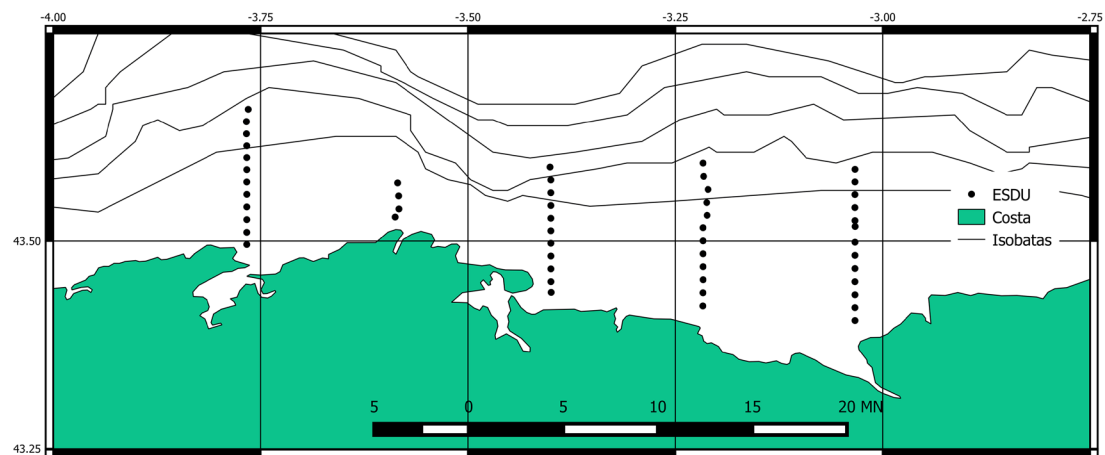


Figura 5.1.: Zona de estudio, con los radiales y ESDU.

A efectos del presente trabajo se consideraron como cardúmenes aquellas ecotrazas que cumpliesen las siguientes características:

- Longitud mínima: 5 m.
- Altura mínima: 0.5 m.
- Umbral: -55 dB.

5.2.1. Métodos de asociación

Cuatro han sido los métodos empleados para asociar estaciones de pesca a las millas prospectadas:

- a. Método del IEO (PM). Este método combina asignaciones directas, determinadas conforme a lo expuesto en las anteriores secciones del presente



capítulo, con otras basadas en el examen de los ecogramas prospectados en relación a los ecogramas obtenidos en las estaciones de pesca, combinados con el uso de variables auxiliares como por ejemplo densidad de huevos de sardina, localización geográfica, etc. Este método, explicado de forma más prolija en el capítulo 6 de esta memoria, otorga también una representatividad de la pesca en función de los siguientes criterios:

- Estado de la mar: código de 0 (mala) a 3 (muy buena) que tipifica las condiciones meteorológicas (estado de la mar y vientos) y oceanográficas (corrientes) que pudieran estar afectando a la eficiencia de la pesca.
- Comportamiento del arte: código de 0 (rotura) a 3 (sin problema) que valora el comportamiento del conjunto puertas de arrastre y arte en relación a geometrías y aperturas verticales y horizontales.
- Representatividad específica: código de 0 (mala) a 3 (buena) que valora la variedad específica tanto en función del número de ejemplares total capturado como del número por especie.
- Estructura: código de 0 (mala) a 3 (buena) que valora la distribución de tallas obtenida de cada especie capturada. Distribuciones mal definidas (i.e. irregulares) podrían estar indicando problemas de accesibilidad o capturabilidad.

En algunos casos, pescas con la misma representatividad pueden ser agrupadas al ser entendida esta agrupación como la mejor representación de un hábitat en determinado.

b. Asignación por la pesca más próxima (NH). Método planteado por Massé y Retière (1995). Este método precisa determinar la posición media (latitud y longitud) de cada pesca y de cada ESDU, asociando cada ESDU a la pesca más próxima.

c. Asignación mediante el método AICASA (Acoustic Image Classification And Species Allocation) (AIC1). El método se describe en Petitgas et al., (2003) y consta de los siguientes pasos:



- Tipificación acústica de los ESDU. Cada radial se divide en tramos equivalentes a la distancia media recorrida en las pescas. En el caso de los datos de Pelacus, esta distancia equivale aproximadamente a 2 millas de los que se extraen las principales variables morfológicas de posición y energéticas de los cardúmenes de cada pesca que a su vez son agrupadas en 4 categorías (posición, morfología, densidad y ocupación del espacio), dividiéndolas en tres categorías por cuantiles (33-66-100). Para cada imagen (tramo) y categoría, se contó el número de cardúmenes que se fue expresado como una frecuencia relativa del número total de ellos. Se obtienen así un vector con 32 elementos, 31 con las frecuencias para cada clase y el último con el número total de cardúmenes.
- Clasificación de los tramos. Se toman como referencia aquellos tramos que se encuentran más próximos a una estación de pesca. Mediante Análisis de Componentes Principales asociados a un proceso Jerárquico de Análisis Cluster son ordenados de acuerdo con el vector determinado en el paso anterior. En cada grupo de imágenes puede haber varias pescas.
- Extrapolación al resto de los tramos. El resto de los tramos es asignado a cada grupo de imágenes resultante del paso anterior a través de su correspondiente vector, en función de la distancia euclídea más corta. En casos, si la distancia de un tramo a cualquier grupo es mayor que el umbral elegido, el tramo queda sin clasificar. El umbral escogido equivale a la distancia más larga en el espacio euclídeo determinada en el paso anterior entre un tramo de referencia y el centro de su correspondiente grupo.

En un primer ensayo tan sólo se han utilizado las variables morfológicas y energéticas de los cardúmenes extraídos.

d. Asignación mediante el método AICASA, incluyendo también la profundidad como variable auxiliar (AIC2).



5.2.2. Distribución de la energía ecointegrada por especies

La distribución de la energía ecointegrada se ha hecho en base al método de Nakken y Dommanes (1975, 1977), explicado en detalle en el capítulo 6 de la presente tesis:

$$S_{A_i} = S_A \frac{w_{li} \cdot \sigma_{bs}}{\sum_{i=1}^n w_{li} \cdot \sigma_{bs}}$$

donde w_{li} es la proporción en número de la clase de talla l y especie i en el lance, y σ_{bs} es la correspondiente proporción of de la sección normal de retrodifusión (backscattering cross section). La fuerza del blanco (TS) se expresa de al siguiente manera:

$$\sigma_{bs} = 10^{TS/10} \quad (\text{in dB})$$

Esta secomputa conforme a la fórmula $TS = 20 \log L_T + b_{20}$ (Simmonds y MacLennan, 2005), donde L_T es la clase de talla (0.5 ó 1 cm). Los valores b_{20} de las especies capturadas en esta zona son los siguientes:

Tabla 5.1.: valores b_{20} values de las especies capturadas (BWH, bacaladilla; MAC, caballa; HOM, jurel; PIL, sardina; BOG, boga(Boops boops); MAS, estornino (Scomber colias); HAK, merluza; y HMM, jurel blanco (Trachurus mediterraneus))

Especies	BWH	MAC	HOM	PIL	ANE	BOG	MAS	HAK	HMM
b20	-67.5	-84.9	-68.7	-72.6	-72.6	-67.0	-68.7	-67.5	-68.7



5.3. RESULTADOS

Para este ejercicio se han utilizado los radiales 49 a 53 de la campaña Pelacus0401, con un total de 53 millas navegadas, 14 de las cuales sin apenas cardúmenes. A efectos de aplicación del método AICASA, se han agrupado en 26 tramos. Además se extrajeron 1012 cardúmenes para caracterizar dichos tramos.

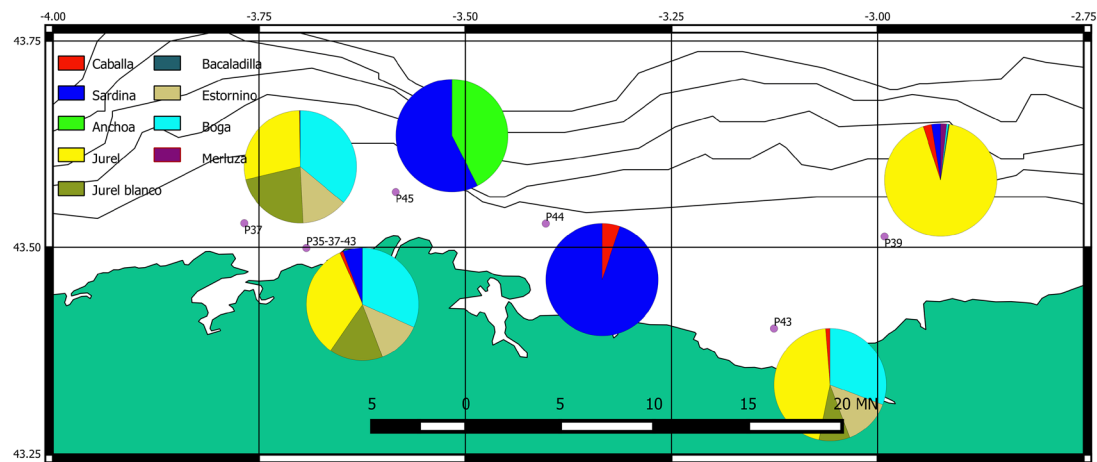


Figura 5.2.: Estaciones de pesca, mostrando el porcentaje de energía (NASC, $m^2 mn^{-2}$) asignado a cada especie.

En la figura 5.2 se muestra la proporción de energía ecointegrada por especie en función de los resultados de captura en número obtenido en cada pesca. Para la aplicación del método propio del IEO (PM), en las zonas costeras, se han agrupado tres pescas (35-37-43). Estas pescas se llevaron a cabo sobre fondos semejantes en cuanto a profundidad y tipología y, además, los resultados de las tres han sido similares por lo que se han agrupado en una única muestra.

Las asignaciones directas hechas con el MP (figura 5.3a) han sido seis, dos a caballa, otras dos a sardina, una a jurel y otra sin asignar a especie. Por otra parte, la presencia de huevos de sardina y anchoa, recogidos por la CUFES, también contribuyen a determinar qué pescas se utilizan, priorizando en las zonas con alta densidad de huevos de sardina y/o anchoa, así como si aparecen otros que puedan ser identificados (i.e. caballa o jurel), el uso de pescas con presencia de estas especies. Así en las zonas costeras se ha utilizado la combinación de las pescas 35-37 y 43 que, a



diferencia de la pesca 43 o 37 aumenta el porcentaje de sardina que, por otra parte, estaba más presente en las pescas 45 y 46.

En el caso del NH (estación más próxima), la repartición es similar a la hecha con PM, salvo que, en este caso, cada pesca determina mucho más cada radial (figura 5.3b). Además, con este método prevale la distancia y no las características de los hábitats, en especial, tipo de fondo y profundidad, que como ya se ha comentado, son muy variables en esta zona. Este caso es similar a la asignación hecha mediante AIC1, es decir, sin incluir la profundidad como variable auxiliar. En este caso, la similitud de ecotrazas hace que se tipifiquen las comunidades de talud con la misma pesca que aquellas de las zonas costeras (figura 5.3c). Este criterio es modificado con AIC2, que usa también la profundidad como variable auxiliar (figura 5.3d), y con la cual la pesca 39 adquiere una gran representatividad. (figura 5.4).

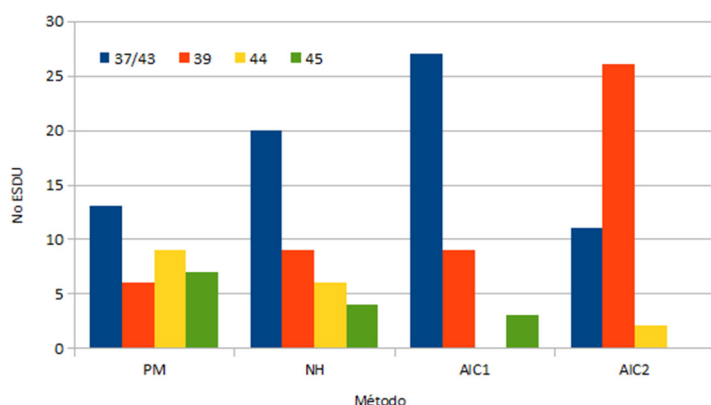


Figura 5.4.: Número de ESDU en los que cada pesca ha sido utilizada por método. AIC1, método AICASA sin profundidad; AIC2, método AICASA con profundidad; NH, pesca más próxima; y PM, método propio del IEO. Para facilitar las comparaciones se han fusionado las pescas 37 y 43 usadas de forma conjunta en el PM.

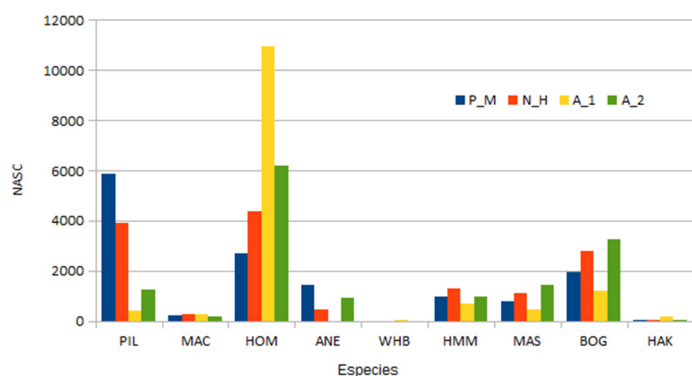


Figura 5.5.: Energía distribuida por especie (NASC, $m^2 mn^{-2}$) y método. PIL, sardina; MAC, caballa; HOM, jurel; ANE, anchoa; WHB, bacaladilla; HMM, jurel blanco; MAS, estornino; BOG, boga; y HAK, merluza. P-M, método propio del IEO; N_H, pesca más próxima; A_1, método AICASA sin profundidad; y A_2, método AICASA con profundidad.



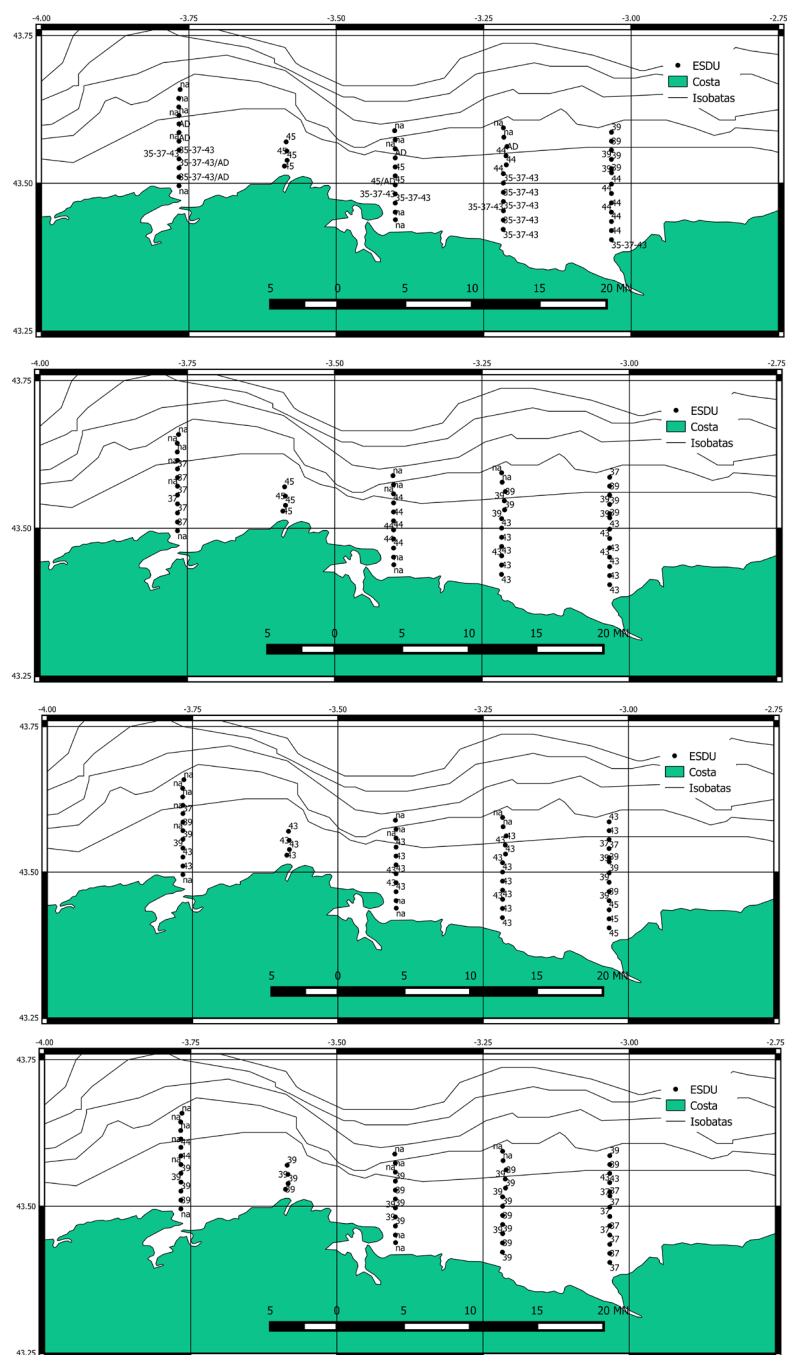


Figura 5.3a-d.: Asignaciones de estaciones de pesca por ESDU para cada método, a) propio del IEO; b) pesca más próxima; c) AICASA sin variable de profundidad; y d) AICASA con variable de profundidad.



El total de energía eointegrada fue de $14148 \text{ m}^2 \text{ mn}^{-2}$, de los cuales 1578 se localizaron en un único cardumen que fue asignado a sardina con PM. La figura 5.5 muestra la energía distribuida por especie y método mientras que en la 5.6. se muestran las variaciones relativas en asignación frente al valor medio. Tanto PM como NH muestran resultados más parecidos. En ambos casos, la distancia a la pesca determina, en gran medida, el resultado final en el que, sin embargo, la falta de un criterio más de hábitat (i.e. costero, plataforma o talud) además del geográfico en el cálculo de NH, hace, junto con la asignación directa de un cardumen a sardina, que los resultados de ambos métodos no sean iguales.

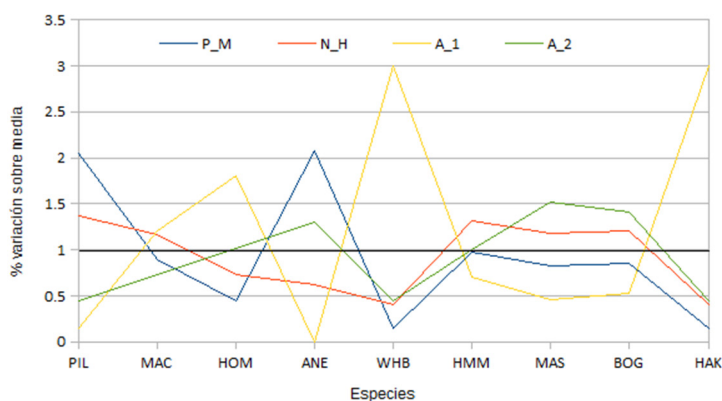


Figura 5.6.: Variación con respecto al valor medio de energía ($\text{NASC}, \text{m}^2 \text{ mn}^{-2}$) calculado para cada especie. PIL, sardina; MAC, caballa; HOM, jurel; ANE, anchoa; WHB, bacaladilla; HMM, jurel blanco; MAS, estornino; BOG, boga; y HAK, merluza. P-M, método propio del IEO; N_H, pesca más próxima; A_1, método AICASA sin profundidad; y A_2, método AICASA con profundidad.

Por otra parte, los métodos AIC1 y AIC2, aunque teóricamente pueden englobar varias pescas realizadas en tramos imagen acústica semejante, al igual que lo realizado con PM, la limitada extensión del área así como del número de pescas, en este caso no se han agrupado pescas. En este caso, al asignar éstas en función de las características medias de las ecotrazas en tramos de dos millas, priorizan las semejanzas y, al igual que lo observado en NH, si las variables utilizadas para agrupar son muy semejantes entre sí, sin que exista alguna, como la profundidad, que permita establecer una diferenciación de hábitats y, consecuentemente, de comunidades asociadas a éstos, imágenes semejantes, no necesariamente compuestas por las mismas especies, pueden ser asignadas a la misma pesca. En el caso del método AIC1 sin profundidad, hace que los incrementos con respecto a la media de bacaladilla y merluza, aunque poco relevantes en términos absolutos, sean importantes (Figura 5.6).

De igual manera, la incorporación de los datos de distribución de huevos de sardina y anchoa en el criterio de asignación de PM, hace que ambas especies tengan una asignación superior a la atribuida con los otros métodos al priorizar éstas aquellas



pescas con representación de esas especies si en el ESDU en cuestión se detectaron huevos. En la tabla 5.2 se muestran los valores del coeficiente de correlación de Spearman así como su nivel de significación para la comparación entre métodos para cada especie.

Tabla 5.2.: Coeficientes de correlación de Pearson (parte superior de la matriz) y nivel de significación (parte inferior de la matriz) de los valores asignados a cada especie por cada método; los niveles con valores significativos, marcados en cursiva y su correspondiente valor de correlación en negrilla. PIL, sardina; MAC, caballa; HOM, jurel; ANE, anchoa; WHB, bacaladilla; HMM, jurel blanco; MAS, estornino; BOG, boga; y HAK, merluza. PM, método propio del IEO; NH, pesca más próxima; AIC1, método AICASA sin profundidad; y AIC2, método AICASA con profundidad.

(PIL)	PM	NH	AIC1	AIC2
PM		0.38	0.06	0.37
NH	<i>0.005</i>		-0.08	0.27
AIC1	0.6598	0.5925		-0.08
AIC2	<i>0.0064</i>	0.0531	0.5719	

(MAC)	PM	NH	AIC1	AIC2
PM		0.02	0.15	0.05
NH	0.8606		0.47	0.52
AIC1	0.284	<i>0.0004</i>		0.94
AIC2	0.7276	0	0	

(HOM)	PM	NH	AIC1	AIC2
PM		0.63	0.4	0.46
NH	<i>0</i>		0.46	0.53
AIC1	<i>0.0035</i>	<i>0.0006</i>		0.93
AIC2	<i>0.0035</i>	<i>0</i>	<i>0</i>	

(ANE)	PM	NH	AIC1	AIC2
PM		0.3	-0.06	NA
NH	<i>0.0292</i>		-0.05	NA
AIC1	0.6555	0.7042		NA
AIC2	NA	NA	NA	



(WHB)	PM	NH	AIC1	AIC2
PM		0.57	-0.03	-0.07
NH	0		-0.06	0.02
AIC1	0.8188	0.6854		0.09
AIC2	0.6042	0.8868	0.5277	

(HMM)	PM	NH	AIC1	AIC2
PM		0.63	0.39	0.4
NH	0		0.66	0.14
AIC1	0.0048	0		-0.15
AIC2	0.0034	0.3172	0.29	

(MAS)	PM	NH	AIC1	AIC2
PM		0.71	0.4	0.39
NH	0		0.57	0.42
AIC1	0.003	0		-0.15
AIC2	0.0048	0.0022	0.2783	

(BOG)	PM	NH	AIC1	AIC2
PM		0.7	0.4	0.41
NH	0		0.6	0.37
AIC1	0.0031	0.0031		-0.12
AIC2	0.0029	0.0067	0.3798	

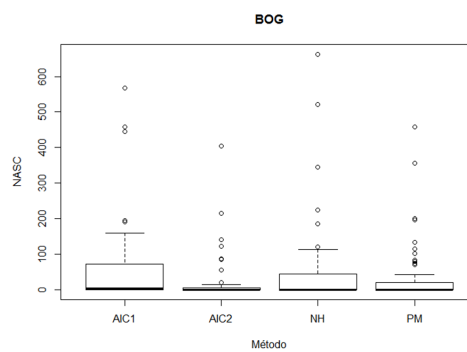
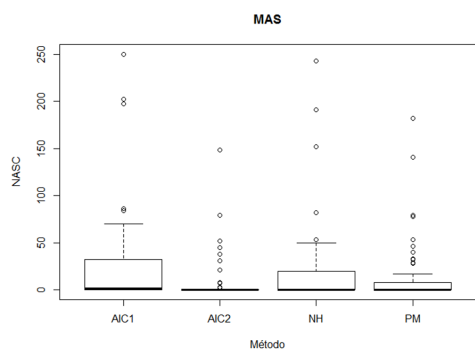
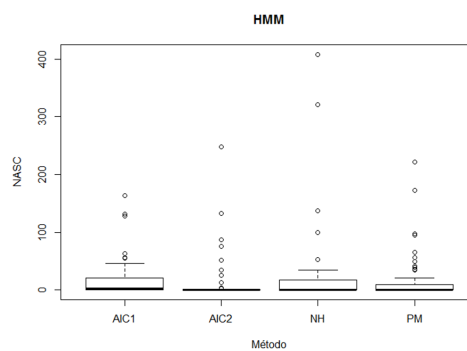
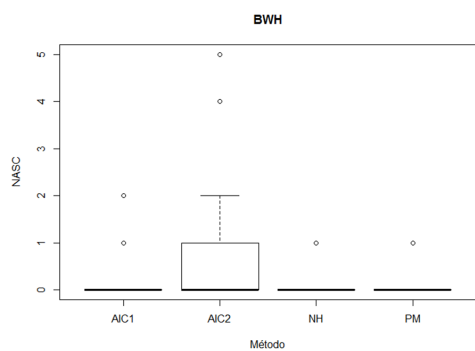
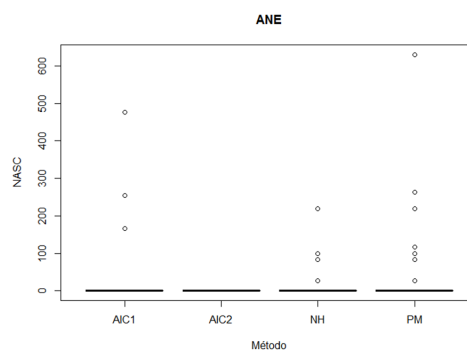
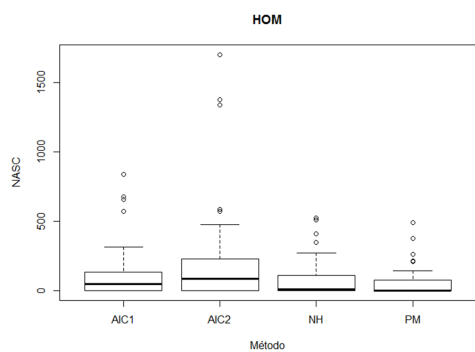
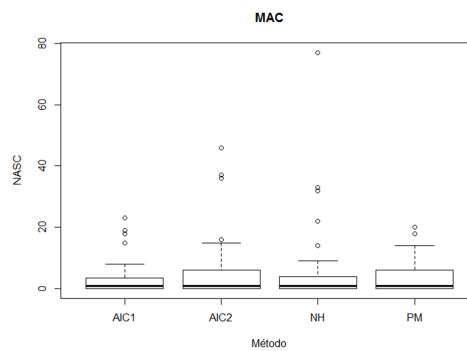
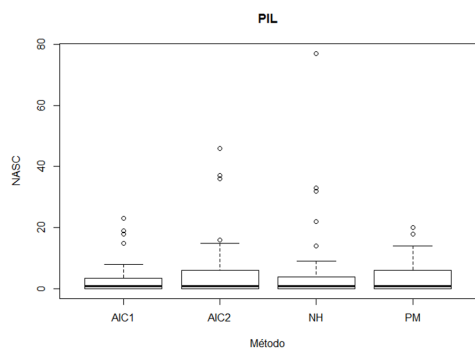
(HAK)	PM	NH	AIC1	AIC2
PM		0.54	-0.06	-0.11
NH	0		-0.1	-0.04
AIC1	0.6685	0.4683		0.03
AIC2	0.4189	0.7664	0.8056	

En el caso de sardina los coeficientes de correlación son bajos e incluso muy bajos, pero son significativos para PM-NH y PM-AIC2. En el caso de caballa es muy alto y significativo entre los métodos AICASA siendo también significativo entre éstos y NH.

En la figura 5.7. se muestran los gráficos box-plot con los valores de energía atribuidos por cada método a cada especie y en la tabla 5.3. se muestran los resultados del test Kruskal-Wallis (K-W) para cada especie. En todas, salvo para la caballa y anchoa, hay diferencias significativas entre los valores medianos obtenidos con cada método. En estos casos, se ha aplicado el test de Wilcoxon para muestras pareadas así como el de Tukey de comparaciones múltiples para determinar entre qué tipo de métodos, para una especie dada, hubo diferencias significativas. Sin embargo, los resultados que se obtuvieron con estos test, recomendó realizar tests de K-W por parejas. En la tabla 5.4.a-g se muestran los resultados de los test de Wilcoxon y K-W para aquellas especies con diferencias significativas. En el caso de sardina, el test de Wilcoxon aprecia diferencias entre todos los pares salvo para el par AIC2-NH, mientras que el K-W sólo detecta estas diferencias entre PM y AIC2, y entre este último método y NH. En el caso del jurel las diferencias podrían estar entre PM y AIC1 y AIC2, si bien para el K-W éstas no son significativas. En el caso de bacaladilla, AIC2, conforme al test Wilcoxon, podría dar resultados significativamente diferentes al resto. Sin embargo para el K-W, las diferencias sólo se aprecian entre PM y NH. En el caso del jurel blanco y estornino, según el test K-W, las diferencias estarían entre los anteriores métodos mientras que para el Wilcoxon serían entre AIC1 y AIC2.

En las figuras 5.8a-f y 5.9a-f se muestran, respectivamente y a modo de ejemplo, las diferencias espaciales en asignación de energía en función del método para la sardina y el jurel. Para la primera especie, las diferencias espaciales entre los métodos derivados de AICASA son bajas; pero más acentuadas entre éstas y el resto. Por el contrario, para jurel las diferencias en la distribución espacial entre PM y NH son poco importantes, siendo éstas muy distintas a las derivadas de la aplicación del criterio con los métodos AICASA. Para el jurel, todos los coeficientes son significativos, siendo de nuevo muy alta la correlación entre los AICASA. En el caso de anchoa la correlación es prácticamente nula, aunque es significativa entre PM y NH, siendo semejante a lo observado para bacaladilla. Para jurel blanco, estornino y boga, especies más bien costeras, las correlaciones son significativas para las comparaciones con PM y NH, siendo muy alta entre estos dos métodos (>0.63). Finalmente para merluza la relación es también significativa entre PM y NH y prácticamente nula entre el resto de los pares de comparación.





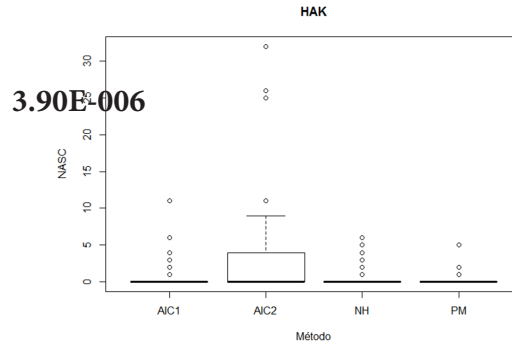


Figura 5.7.: Gráficos Box-Plot de valores de (NASC, $m^2 \text{ mn}^{-2}$) asignado cada especie con cada método. PIL, sardina; MAC, caballa; HOM, jurel; ANE, anchoa; WHB, bacaladilla; HMM, jurel blanco; MAS, estornino; BOG, boga; y HAK, merluza. AIC1, método AICASA sin profundidad; AIC2, método AICASA con profundidad; NH, pesca más próxima; y PM, método propio del IEO.

Tabla 5.3.: Valores de χ^2 y el valor de la probabilidad del test Kruskal-Wallis aplicado a cada especie y métodos. PIL, sardina; MAC, caballa; HOM, jurel; ANE, anchoa; WHB, bacaladilla; HMM, jurel blanco; MAS, estornino; BOG, boga; y HAK, merluza.

Especie	χ^2	p
PIL	27.8544	3.90E-006
MAC	0.72	0.8685
HOM	17.7984	0.001997
ANE	7.5679	0.05584
WHB	31.3868	7.05E-007
HMM	9.1167	0.02778
MAS	11.7797	0.008177
BOG	8.2628	0.0408
HAK	31.4321	6.89E-007

Posiblemente, dada la alta variedad en ecotrazas que ocurrieron en la zona de estudio, para una correcta aplicación de los métodos derivados de AICASA, sería necesario o bien haber aumentado el número de pescas o bien el área de estudio. En ambos casos, es posible que también los criterios PM y NH, al ser dependientes de la pescas, se verían afectados.



Tabla 5.4a.: Resultados de los tests a posteriori sobre sardina. Arriba, probabilidades del test de Wilcoxon de comparaciones pareadas; abajo, test pareado de Kruskal-Wallis, con los valores de probabilidad en la parte superior y en al inferior el valor del test (χ^2) probabilidades inferiores a 0.05, marcadas con negrilla y cursiva. PM, método propio del IEO; NH, pesca más próxima; AIC1, método AICASA sin profundidad; y AIC2, método AICASA con profundidad.

(PIL)	AIC1	AIC2	NH
AIC2	0.00098	-	-
NH	0.03154	0.28271	-
PM	7.80E-006	0.03154	0.03154

(PIL)	PM	NH	AIC1	AIC2
PM		0.1732	0.2493	0.04641
NH	22.308		0.7821	0.03633
AIC1	11.3996	5.57		0.4493
AIC2	27.8762	28.809	17.0745	

Tabla 5.4b.: Continuación. Resultados de los tests a posteriori sobre jurel.

(HOM)	AIC1	AIC2	NH
AIC2	0.4875	-	-
NH	0.4875	0.1395	-
PM	0.0266	0.0024	0.3276

(HOM)	PM	NH	AIC1	AIC2
PM		0.07371	0.2168	0.1456
NH	40.6602		0.4298	0.08671
AIC1	41.229	35.8206		0.07041
AIC2	43.8251	46.8645	48.0051	



Tabla 5.4c.: Continuación. Resultados de los tests a posteriori sobre bacaladilla.

(WHB)	AIC1	AIC2	NH
AIC2	0.00215	-	-
NH	0.98716	0.00208	-
PM	0.93069	0.00021	0.93069

(BWH)	PM	NH	AIC1	AIC2
PM		5.31E-005	0.9699	0.9749
NH	16.3333		0.9088	0.4124
AIC1	0.0612	0.1912		0.254
AIC2	0.4857	3.9533	5.3417	

Tabla 5.4d.: Continuación. Resultados de los tests a posteriori sobre jurel blanco.

(HMM)	AIC1	AIC2	NH
AIC2	0.019	-	-
NH	0.579	0.402	-
PM	0.316	0.85	0.85

(HMM)	PM	NH	AIC1	AIC2
PM		0.004729	0.1652	0.4221
NH	37.3414		0.602	0.1372
AIC1	30.6157	21.6182		0.3761
AIC2	10.2115	14.8611	10.765	

Tabla 5.4e.: Continuación. Resultados de los tests a posteriori sobre estornino.

(MAS)	AIC1	AIC2	NH
AIC2	0.0075	-	-
NH	0.4703	0.2722	-
PM	0.1062	0.6736	0.6736



(MAS)	PM	NH	AIC1	AIC2
PM		0.003055	0.1325	0.5115
NH	37.3093		0.4589	0.1191
AIC1	30.6157	23.0328		0.4783
AIC2	10.2115	16.6358	10.5896	

Tabla 5.4f.: Continuación. Resultados de los tests a posteriori sobre boga.

(BOG)	PM	NH	AIC1
PM	0.402		
NH	0.48	0.806	
AIC1	0.058	0.255	0.48
AIC2			

(BOG)	PM	NH	AIC1	AIC2
PM		0.0119	0.2151	0.1226
NH	36.9403		0.4287	0.04423
AIC1	33.5777	28.684		0.0008692
AIC2	21.4662	25.4491	38.1099	

Tabla 5.4g.: Continuación. Resultados de los tests a posteriori sobre merluza.

(HAK)	AIC1	AIC2	NH
AIC2	0.00049	-	-
NH	0.98584	0.00129	-
PM	0.98584	3.70E-005	0.68366

(HAK)	PM	NH	AIC1	AIC2
PM		4.83E-008	0.6941	0.9584
NH	44.931		0.9185	0.5047
AIC1	3.8712	2.0131		0.9587
AIC2	4.9882	11.2843	4.9796	

5.4. DISCUSIÓN

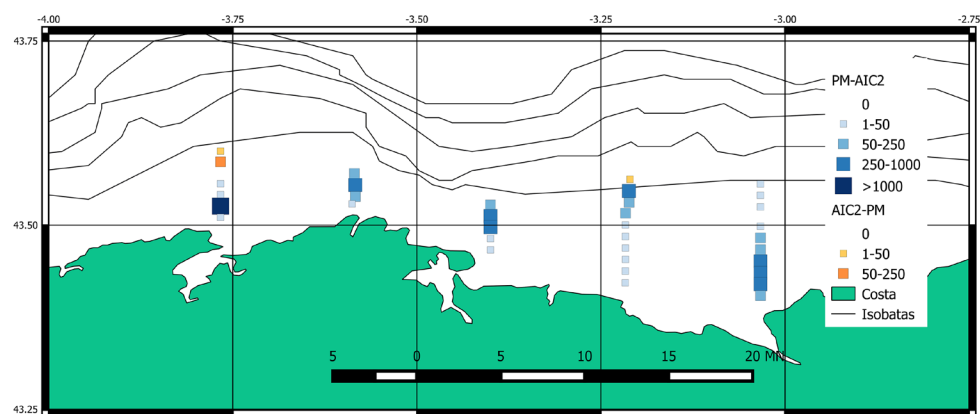
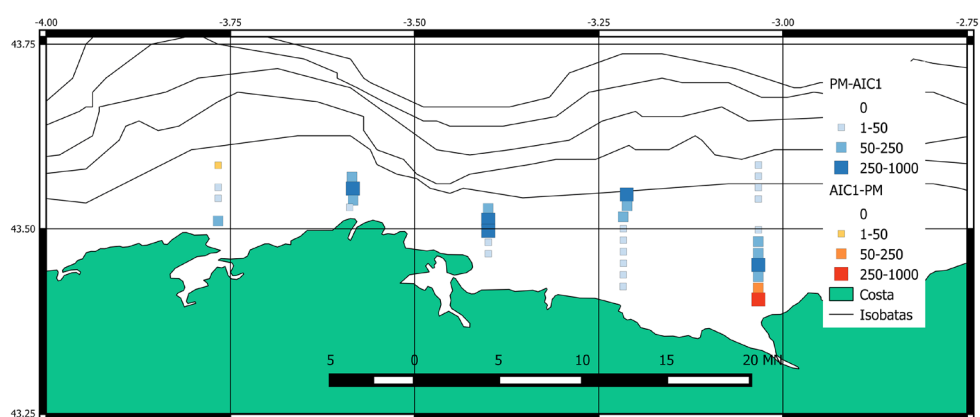
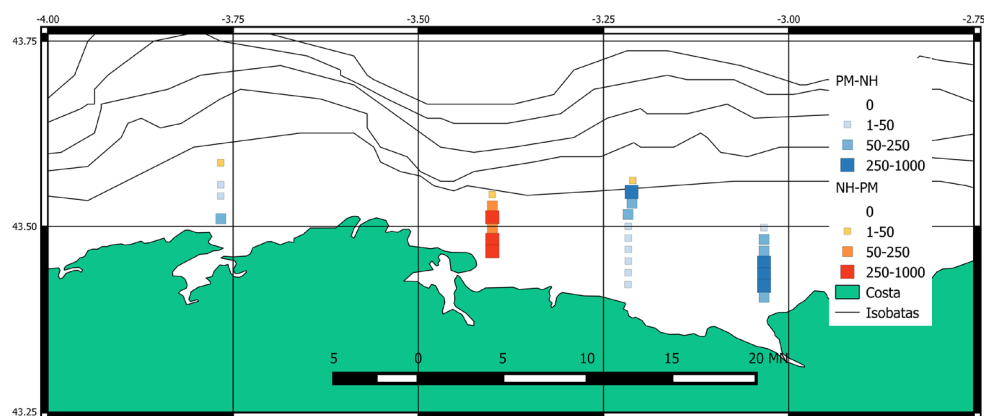
En este capítulo se han analizado las diferencias de cuatro métodos para la asignación a especies de la energía ecointegrada en entornos multiespecíficos, basados todos ellos en los resultados obtenidos en las pescas. La variabilidad en los valores asignados a cada especie ha sido alta y, en algunos casos, las diferencias entre valores asignados han sido significativas.

La proximidad entre los métodos denominados “expertos”, es decir, aquellos basados en la experiencia del investigador y aquellos dependientes de la distancia del ESDU a la estación de pesca, suelen ser bastante alta. Ello es debido a que ambos definen un post-estrato en el que la distancia a la estación de pesca es determinante.

En los métodos basados en las características acústicas de un conjunto o “pool” de ecotrazas, el post-estrato es definido por la propia homogeneidad entre ecotrazas, pero no en términos de composición específica o distancia geográfica (Petitgas et al., 2003). Sin embargo, de acuerdo con estos autores, mientras que en los primeros no es posible derivar de estos métodos un término de varianza para la identificación de las especies, en AICASA, ésta es calculada mediante técnicas de bootstrapping con reemplazamiento entre las pescas asociadas a un post-estrato (determinado por la homogeneidad entre ecotrazas).

Sin embargo, Zwolinsky et al. (2009) hacen una aproximación a esta varianza usando un sistema también de remuestreo, en este caso tipo jackknife. Igualmente, aunque aplicado a campañas multiespecíficas de arrastre de fondo, Dressel y Norcross (2001) proponen una metodología de post-estratificación basada en hábitats preferenciales y hábitat potenciales definidos de forma ad-hoc en función de la presencia de una determinada especie en una campaña específica (preferencial) o su presencia durante al menos un lance en la serie histórica (potencial) en la que una aproximación a la varianza es estimada mediante el método propuesto por Scheaffer et al. (1996).





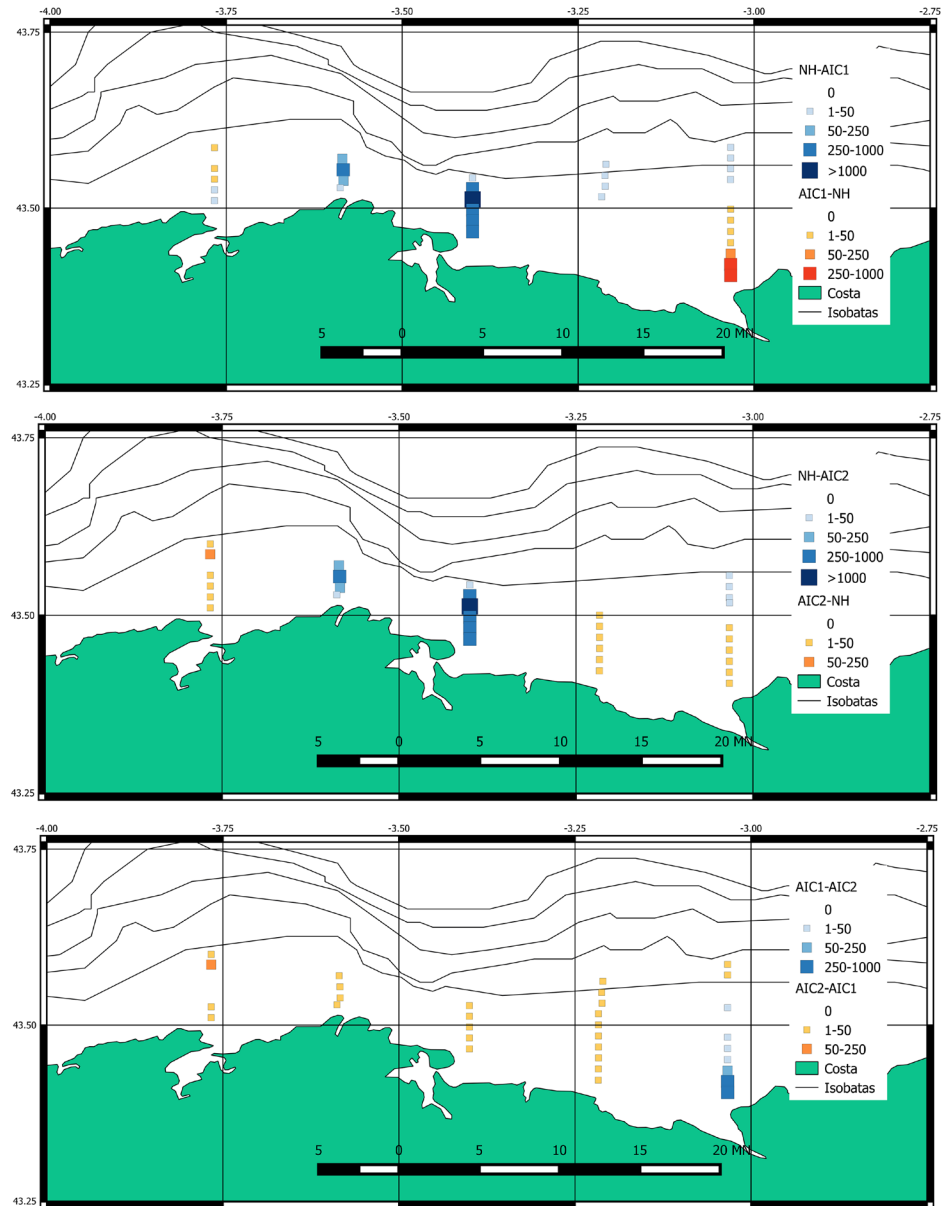


Figura 5.8a-f.: Diferencia de energía atribuida a sardina (NASC, $m^2 mn^{-2}$) entre métodos. En azul las diferencias favorables al primero; en rojo al segundo en la comparación. a) comparativa entre el propio del IEO (PM) con el de la pesca más próxima (NH); b) entre el propio del IEO con AICASA sin profundidad (AIC1); c) entre el propio del IEO con AICASA con profundidad (AIC2); d) entre el de la pesca más próxima (NH) con AICASA sin profundidad (ACI1); e) entre el de la pesca más próxima (NH) con AICASA con profundidad (ACI2); y f) entre AICASA sin profundidad (ACI1) con AICASA con profundidad (ACI2).



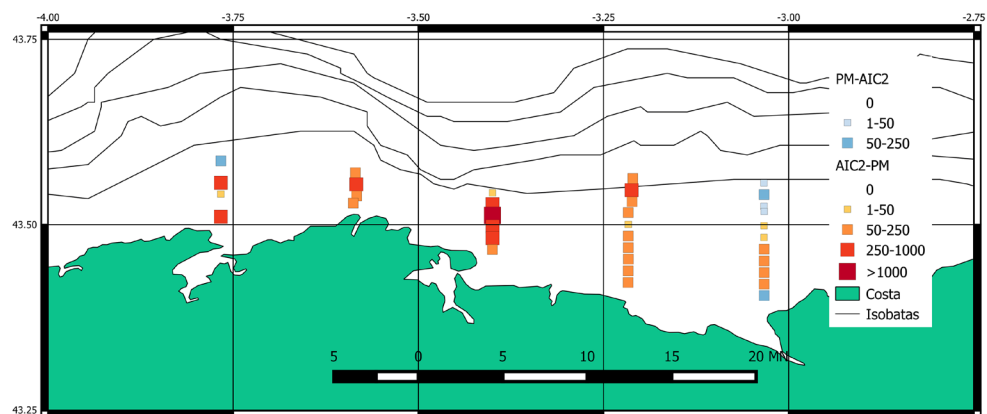
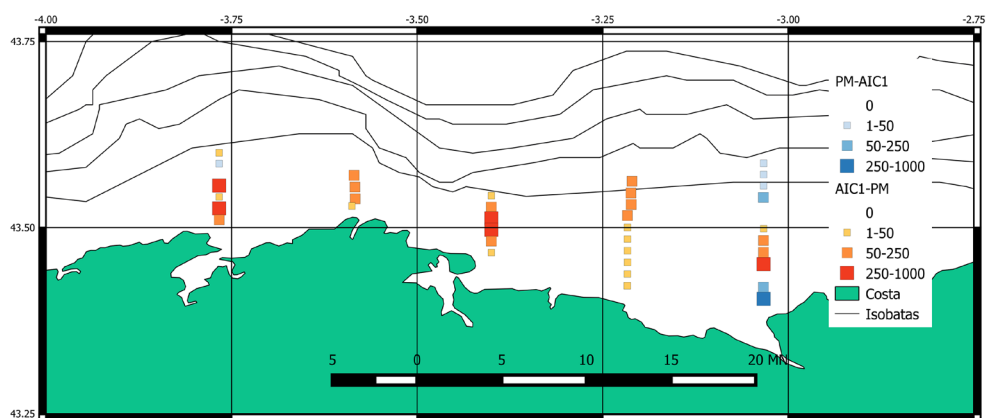
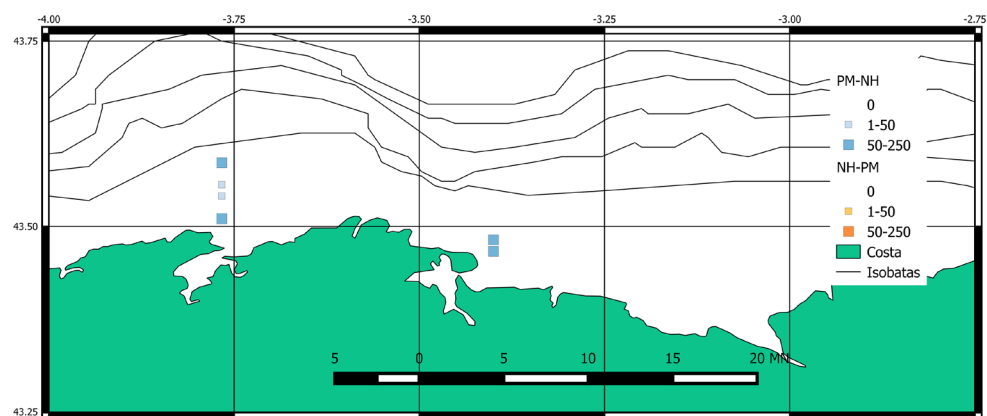
Sin embargo, aunque las pescas son consideradas como el mejor método para la identificación y distribución de la energía eointegrada entre especies (McClatchie et al., 2000), no debemos olvidar que éstas están sujetas a una variabilidad difícil de acotar debido a factores de accesibilidad y capturabilidad que podrían no ser fijos ni iguales a lo largo del tiempo o espacio por cambios en el comportamiento de las especies (Engås y Ona, 1990; Ona y Godø, 1990; Misund, 1994; Robinson, 2004; Jones et al., 2004; Haugland y Misund, 2011; Rosen et al., 2012; Williams, 2013). Puesto que posiblemente la composición real de las especies podría ser desconocida, la varianza estimada reflejaría la variabilidad en el muestreo pero no necesariamente la precisión en la estimación.

El método utilizado en las campañas acústicas del litoral norte español combina, por un lado, el examen de los ecogramas, estableciendo una categorización previa de las ecotrazas que, en algunos casos, son asignadas directamente a especies. Como se ha visto en el capítulo 3 de esta tesis, estos criterios son consistentes y aunque si bien de ellos no se puede derivar de forma directa una varianza, esa consistencia hace que sean válidos en el análisis de series históricas al sistematizar la mayoría de los errores asociados a estos criterios. Además de la aplicación hecha en esta tesis, el método también ha sido utilizado de forma exitosa en aguas de Suráfrica (Lawson et al., 2001).

Actualmente el uso de varias frecuencias permite discriminar o clasificar diferentes organismos tales como zooplancton (Calise y Knutsen, 2011; McQuinn et al., 2013) y peces (Korneliussen y Ona, 2003; Logerwell y Wilson, 2004; Korneliussen et al., 2008; Korneliussen et al., 2009; De Robertis, et al., 2010), por lo que el examen de los ecogramas mediante técnicas de post-procesado está permitiendo afinar mucho más y con criterios objetivos la identificación de especies tanto a través de la tipología como de la comparación de la respuesta a varias frecuencias.

Por otro lado, el uso de la información sobre ictioplancton proporcionada por la CUFES permite delimitar el hábitat preferencial de las especies de interés, de manera análoga al método descrito en Dressel y Norcross (2005). Incluso, Petitgas et al. (2009) proponen un sistema usando la información derivada de CUFES para chequear, a modo de control de calidad, la estimación de biomasa basada en la acústica. Cualquier diferencia entre la producción de huevos derivada del muestreo de CUFES y la biomasa estimada por la acústica, podría estar indicando un sesgo en la estimación acústica. No obstante, conviene aclarar que este sistema es útil si de forma mayoritaria la población está compuesta por individuos adultos y en puesta.





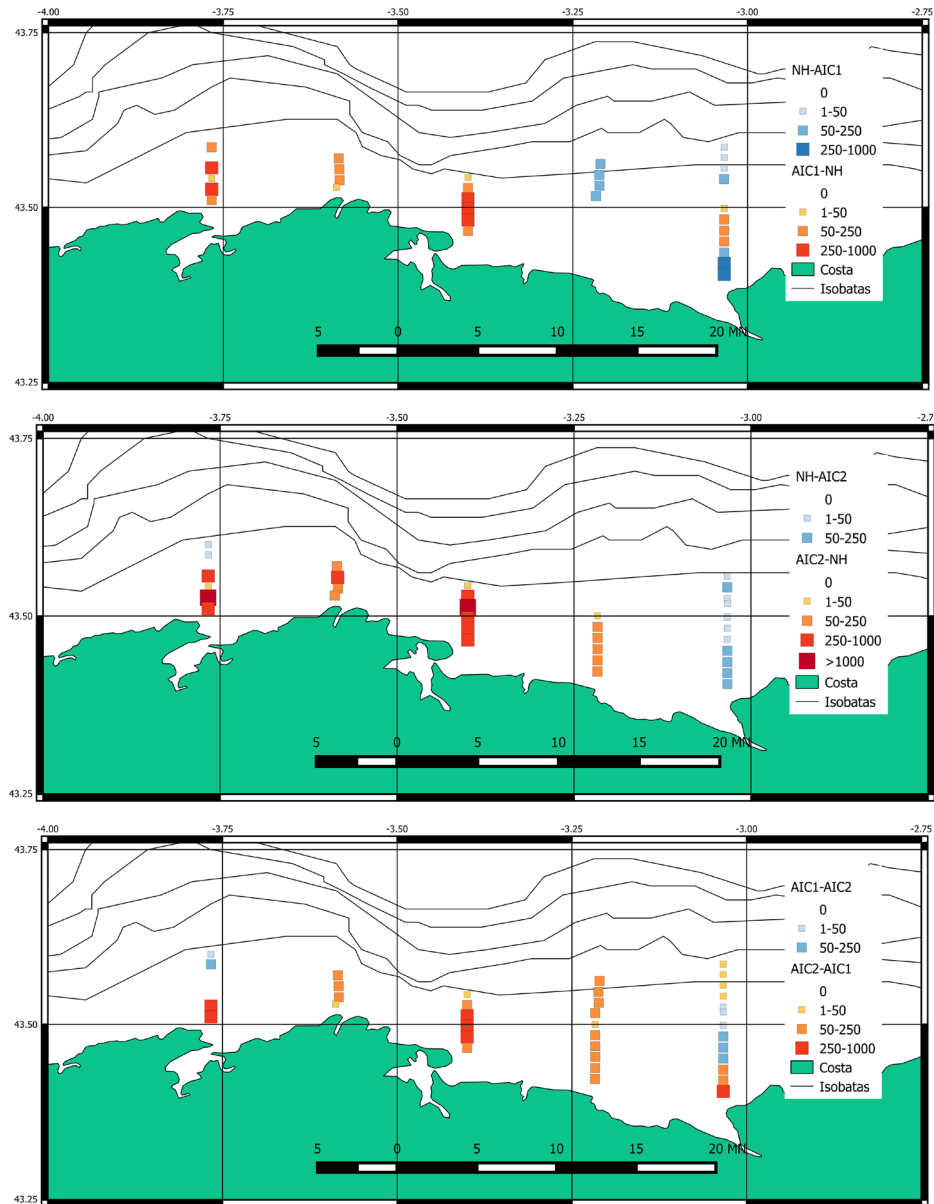


Figura 5.9a-f.: Diferencia de energía atribuida a jurel (NASC, $m^2 mn^{-2}$) entre métodos. En azul las diferencias favorables al primero; en rojo al segundo en la comparación. a) comparativa entre el propio del IEO (PM) con el de la pesca más próxima (NH); b) entre el propio del IEO con AICASA sin profundidad (AIC1); c) entre el propio del IEO con AICASA con profundidad (AIC2); d) entre el de la pesca más próxima (NH) con AICASA sin profundidad (AIC1); e) entre el de la pesca más próxima (NH) con AICASA con profundidad (AIC2); y f) entre AICASA sin profundidad (AIC1) con AICASA con profundidad (AIC2).



Finalmente, el examen exhaustivo de las estaciones de pesca, con una categorización en función no sólo de las condiciones meteorológicas si no, también, de la propia eficiencia de la pesca en función de la monitorización del arte de pesca y de la diversidad específica y estructura de tallas de las especies capturadas, permite realizar una valoración objetiva de la calidad de la pesca. Este sistema, por otra parte, es similar al descrito por O'Driscoll (2003), quien, además, plantea un método para calcular la vulnerabilidad de cada especie al arte de pesca en función de la relación entre la proporción capturada y la energía ecointegrada.

Otro punto importante en las campañas de evaluación acústica-pesca es la elección del lugar y el momento de la pesca. Su distribución no es aleatoria si no que responde a los objetivos de la campaña, tanto en lo referido a la consecución de muestras biológicas para estructurar las poblaciones de peces u otros fines, como para la identificación de ecotrazas. En este último caso su distribución está ligada a las ecotrazas prospectadas. Idealmente, se suelen llevar a cabo o bien cuando la abundancia de ecotrazas es alta y/o cuando existen cambios en el patrón de agregación y estructuración espacial de las mismas. Implícitamente, esta estrategia tiende a reducir la varianza de la estimación acústica si las pescas son capaces de obtener una representación fidedigna de la diversidad específica. Por ello es importante diferenciar aquellas pescas dirigidas a tipificar la comunidad de peces de las orientadas a identificar cierto tipo de ecotrazas o para fines biológicos. Un uso arbitrario de las pescas con fines de distribución de la energía ecointegrada sin tener en cuenta el fin perseguido con las mismas, podría generar resultados sesgados. Massé y Retière (1995), sobre una zona piloto de reducidas dimensiones (64 mn²), han realizado 8 estaciones de pesca y prospectado 8 radiales de 8 millas de extensión y separados una milla entre sí. Los resultados obtenidos con diferentes combinaciones de radiales y pesca han diferido bastante entre sí, posiblemente porque cada pesca ha tenido el mismo peso, independientemente de su relación con la cantidad y tipología de ecotrazas o, incluso del comportamiento de las especies, con gran influencia en la accesibilidad y capturabilidad. Por ello concluyen que lo importante en este tipo de campañas es la elección correcta de la zona (y hora) pesca con vistas a obtener verificaciones consistentes de la diversidad biológica de las comunidades.

Las discrepancias entre métodos están relacionadas con las pescas elegidas que determinan el resultado final de la energía ecointegrada atribuida a cada especie. El método PM hace un uso más equilibrado de las pescas (figura 5.7), mientras que los otros tres priorizan el uso de una pesca, la cual es utilizada en más del 50% de los ESDU con presencia de cardúmenes. Incluso los métodos AICASA no utilizan



una de las pescas. Estas diferencias, por otro lado también se han apreciado en el ensayo hecho en aguas francesas por Petigas et al. (2003), donde las discrepancias entre métodos para la caballa o jurel llegaron a un 70% entre el método experto y el AICASA., siendo más reducidas para el caso de la anchoa. Ello puede ser debido a que la campaña acústica de aquel período (año 2000) tenía como objetivo prioritario la estimación de la abundancia de dicha especie, por lo que la mayoría de las pescas buscaban mejorar esa estimación, por lo que la representatividad del resto de las especies estaba supeditada a la disponibilidad de tiempo. Tal como se ha comentado, las estaciones de pesca dan información relevante sobre la biología de las especies, pero también es necesario los objetivos perseguidos con una pesca en particular y el grado de eficiencia de la misma en cuanto a condiciones meteorológicas, comportamiento del arte, y accesibilidad y capturabilidad de las especies para determinar el grado de representatividad de la comunidad pelágica objeto de evaluación (ICES, 2015).

Por ello, para probar de forma más precisa este tipo de métodos es preciso definir primero las pescas representativas de la comunidad a estimar y, a ser posible, determinar la fracción de ecotrazas que fueron accesibles a la pesca.





6

PATRONES DE DISTRIBUCIÓN ESPACIAL



6.1. INTRODUCCIÓN

Las campañas de investigación sobre los recursos pesqueros se concibieron para obtener otras fuentes de información con las cuales poder mejorar la calidad de las estimaciones basadas en los datos de la actividad de la flota comercial. Los principales objetivos de las mismas son tanto la obtención de índices de reclutamiento y la estimación de la biomasa total de la población, como la investigación y distribución espacial de parámetros biológicos, como fecundidad o la edad, estudios sobre la dieta e ingesta o conocer las rutas de migración (Dickie, 1981).

En el caso de los recursos pelágicos, la ecointegración, mediante el uso de ecosondas científicas, es el método más utilizado para estimar su biomasa (Nakken y Dommasnes, 1975). En las campañas acústicas, el procedimiento habitual tiene como fin último la prospección del área de distribución de los recursos a estudiar mediante una parrilla de radiales lineales, sistemáticos o no. La gran variabilidad observada entre la amplitud de eco registrada de un impulso a otro hace de la ecointegración un método idóneo, al promediar estos impulsos en función del tiempo o de la distancia, lo permite una reducción de la varianza entre las unidades de muestreo.

En función del ángulo del haz del transductor de la sonda acústica empleada así como de la profundidad total, el volumen insonificado puede tener en su parte más distal un ancho de haz de unos 20-30 m. Ello implica que cada muestra representa la densidad media de peces sobre una banda relativamente estrecha en relación al volumen o área total a prospectar (MacLennan y MacKenzie, 1988). Por ello, las estrategias de muestreo, determinadas por el objetivo principal, esto es, la obtención de una estimación de la densidad media, tendrán como prioridad acotar la precisión y exactitud de esa densidad media, definir y mantener la consistencia de las mismas a lo largo del tiempo (i.e. estandarización de protocolos) y recabar la información auxiliar necesaria que contribuya a comprender la dinámica y ocupación espacial de las especies objetivo (Cochran, 1977).

Cuando las especies objeto de estudio presentan un tamaño de población muy variable a lo largo del tiempo, la obtención de índices relativos o absolutos de abundancia se convierte en un reto, para el cual, el conocimiento previo sobre la dinámica de la población se hace imprescindible para que los índices estimados sean lo más representativos y precisos, incorporando para ello la máxima información auxiliar (Fernö et al., 1998). Sin embargo, la forma de abordar estos estudios ha suscitado una gran controversia científica.



En un primer momento, la mayoría de las estimaciones sobre la abundancia estaban basadas en el diseño de muestreo, con el empleo de la estadística clásica, aportando estimaciones no sesgadas de la media y su varianza (Simmonds et al., 1992). En estos casos, no se asume ninguna premisa sobre la distribución de frecuencias de la variable a estudiar, sin tener en cuenta, además, ninguna pauta sobre su distribución espacial, que es considerada aleatoria. Sólo precisa que la probabilidad de cada unidad de muestreo sea conocida (y superior a cero), requerimiento que se puede conseguir mediante el diseño apropiado. El método es siempre válido aunque en casos extremos con distribuciones muy sesgadas la estimación de la varianza tiende a ser imprecisa; además el Teorema de Límite Central asegura que se puede estimar el intervalo de confianza, siempre y cuando el tamaño de la muestra sea grande. Jolly y Hampton (1990) desarrollaron una metodología de estimación de la media basada en el diseño del muestreo para la anchoa de Sudáfrica, con una parrilla aleatoria estratificada.

Sin embargo, posteriormente Barange y Hampton (1997), observaron que la estrategia de muestreo planteada en el anterior trabajo no era idónea para otro importante recurso presente en sus aguas, como la sardina y que, incluso, los estratos fijados para la anchoa, podrían no ser idóneos para la sardina dada la movilidad de esta especie, por lo que, aunque la media calculada no resultaba sesgada, el coeficiente de variación inferido en función de la estratificación previa resultaba muy alto. Por ello, consideran que la fijación de estratos a priori sin incluir información sobre la estructura (i.e. distribución espacial) aumenta la incertidumbre, por lo que, junto con estudios para determinar mejor la estructuración espacial, es necesario tener en cuenta este proceso de distribución espacial para mejorar la estimación de la abundancia de los recursos. Como alternativa a la estadística clásica, basada en el diseño de muestreo, a finales del siglo pasado, se desarrollaron las aproximaciones basadas en un modelo estadístico. Los modelos son útiles cuando los datos se pueden asimilar a una distribución conocida. En un primer momento, dado que muchas veces los datos acústicos presentan valores extremos o incluso un importante número de muestras nulas, se han utilizado transformaciones, como las propuestas en MacLennan y MacKenzie, (1988). Sin embargo este tipo de transformaciones podrían dar lugar a importantes sesgos en la estimación de parámetros si la distribución de los datos no se ajusta perfectamente a la distribución teórica, lo que ha llevado a Jolly y Hampton (1990) a desestimar el uso de aproximaciones basadas en modelos. Esta controversia es, posiblemente, más extensa en el análisis de las campañas de fondo, de las cuales, probablemente, Jolly y Hampton postularon su modelo (Smith, 1996).



El reto no es tanto en cómo inferir el valor medio, si no sobre cómo estimar su varianza, bien a través de la estimación basada en el diseño o bien a través de un modelo.

En acústica, las unidades de muestreo se equiparan a una distancia o tiempo determinado. En la mayoría de los casos se toma como unidad de muestreo una milla, por lo que las unidades de muestreo podrían estar autocorrelacionadas, en el caso de que la población o poblaciones a estudiar presenten una distribución espacial no uniforme, lo que podría condicionar la independencia. De igual manera, si la distribución está condicionada por otra variable, tanto oceanográfica como de posición (la profundidad, por ejemplo) u otra cualquiera, podría deducirse que estamos ante un proceso determinístico y no estocástico, por lo que el principio de la aleatoriedad podría no cumplirse. Además, si la distribución de los recursos es variable en el tiempo, ajustar el diseño de muestreo al área de distribución no siempre es posible, por lo que la premisa inicial de conocimiento previo de la probabilidad de cada unidad de muestreo podría no ser satisfecha.

En consecuencia, para aquellas especies que se distribuyen en cardúmenes, que a su vez están organizados espacialmente en grupos o clústers (MacLennan y MacKenzie, 1988) como es el caso de las principales especies pelágicas estudiadas en el litoral norte español, el conocimiento sobre su distribución espacial así como la relación espacial que pueda existir entre los cardúmenes, se considera fundamental, tanto por la influencia que pueda tener en las variaciones de la accesibilidad y capturabilidad, inducida por cambios en la disponibilidad, como por la implicación a la hora de acotar el error de las estimaciones directas.

Los cambios en la capturabilidad, considerados densodependientes (Rose et al., 2001), han sido estudiados desde el punto de vista de la abundancia pero sin atender a la estructuración espacial de los recursos. Sin embargo, ambas investigaciones se suelen abordar de forma conjunta, siendo pioneros los estudios de Swartzman (1997), o el anteriormente citado de Fernö et al. (1998). La comparación entre diferentes poblaciones y circunstancias también se ha abordado por Haugland y Misund (2004), con las poblaciones de arenque de Noruega y las de peces pelágicos en las aguas de Namibia. Sin embargo la referencia más importante a este tipo de trabajos es la llevada a cabo por Petitgas et al. (2001), en la que abordaron la distribución espacial y dinámica de los cardúmenes de diferentes especies en diversos mares de Europa, incluyendo el litoral norte español, cuya metodología de análisis será utilizada en el presente capítulo.



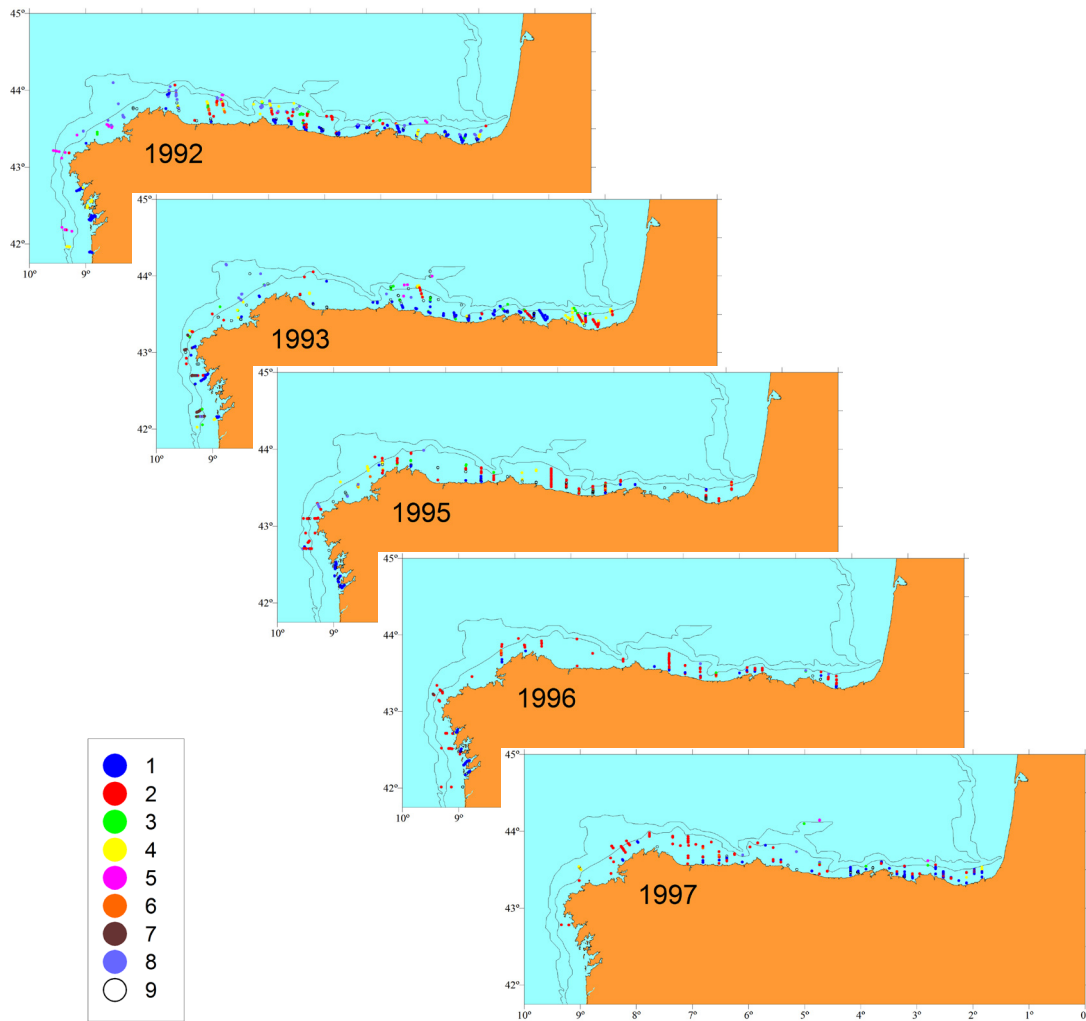


Figura 6.1. Distribución geográfica de los cardúmenes de cada especie en cada campaña. 1: sardina; 2: jurel; 3: caballa; 4: anchoa; 5: lirio; 6: ochavo; 7: trompetero; 8: cardumen de fondo; 9: sin determinar.

El proyecto CLUSTER ha sido diseñado para estudiar la ocupación espacial de las especies pelágicas. Como paso previo, estudió los mecanismos de agregación, analizados en el capítulo anterior de esta tesis; como segundo paso, la organización espacial de las agregaciones principales, los cardúmenes, así como de la abundancia de las principales especies, que será objeto del presente capítulo. Junto con esta tipificación de la organización espacial, se investigará la influencia que esta distribución espacial pudiera tener en el diseño de las campañas.



6.2. MATERIAL Y METODOS

6.2.1. Datos

Las bases de datos son las mismas que las utilizadas en el anterior capítulo. Esto es, las campañas de primavera en el litoral norte español de los años 1992-97, con la excepción de la campaña de 1994, cuyos objetivos y área prospectada han sido diferentes.

La localización de los cardúmenes (coordenadas de latitud y longitud) se ha deducido de las posiciones geográficas tomadas al inicio y final de cada milla náutica navegada, asumiendo navegación en línea recta y velocidad constante. Cada cardumen fue numerado y, mediante un sencillo programa de triangulación de distancias programado en Visual-Fox se derivaron las distancias al vecino más próximo así como el número de vecinos en un radio de 0.5 millas. Puesto que el estudio se realiza sobre las ecotrazas bien identificadas como cardúmenes, se han excluido de este análisis aquellas cuya longitud es inferior a dos veces el ancho del haz del transductor de la sonda acústica. Es decir, se ha considerado como cardumen real a aquellas ecotrazas que han satisfecho dicha condición para poder ser medidas correctamente.

6.2.2. Análisis estadístico

6.2.2.1. Análisis en una dimensión

El primer análisis se ha realizado considerando los cardúmenes como eventos discretos en el espacio (proceso puntual), tomando como referencia los transectos acústicos. Dado que éstos se navegaron con un rumbo determinado, se consideran orientados. La base teórico-práctica de aplicación del modelo de proceso puntual escogido, distancia al vecino siguiente (Next-Neighbour Distance, NND), está descrita en Petitgas et al. (2001) y Petitgas (2003).

Los cardúmenes fueron agrupados en clústers basándose en las distancias NND. Para ello es necesario fijar un umbral para retener los cardúmenes dentro de un clúster determinado (i.e. máxima distancia entre cardúmenes dentro de un clúster). Cualquier cardumen situado a una distancia mayor al umbral fijado se considera demasiado alejado para pertenecer a ese clúster.



Para fijar ese umbral se ha empleado una aproximación más estadística que biológica al no existir referencia plausible sobre las características estructurales de los clústers. Para ello se han ensayado diferentes distancias para fijar el umbral. Para cada uno de los umbrales ensayados se han estimado los siguientes parámetros:

- Número de clústers.
- Longitud de cada clúster.
- Número de cardúmenes en cada clúster.
- Número de cardúmenes solitarios (sin adscripción a ningún cluster).
- Homogeneidad en la distribución espacial de los cardúmenes dentro del clúster.

La longitud de cada clúster se ha estimado como la distancia entre el primer y el último cardumen en el clúster. La homogeneidad en la distribución espacial se ha estimado por comparación entre la NND real dentro del cluster y la teórica que tendría si la distribución (ocurrencia) dentro del cardumen estuviese gobernada por un proceso aleatorio. Si así fuese, la ocurrencia o distribución seguiría una distribución de Poisson, donde la distancia al siguiente cardumen x , y la distancia media, τ_c , seguiría la siguiente curva exponencial:

$$F(x) = 1 - e^{-x/\tau_c}$$

Las diferencias entre la distribución real y la teórica si el proceso de ocurrencia fuese aleatorio fue analizada mediante el test de Kolmogorov, cuyo estadístico está basado en la máxima diferencia entre el valor empírico y el experimental, con un nivel de significancia del 5%.

Además de la homogeneidad, se ha estimado el número de cardúmenes por unidad de distancia del clúster, λ_{clus} , definida como la pendiente de la regresión entre el número de cardúmenes en el clúster frente a la longitud del clúster.

Finalmente, el umbral admisible para el clúster se ha elegido mediante la aplicación del siguiente criterio:



- Balance adecuado entre el número de clústers y el número de cardúmenes solitarios.
- Un R^2 alto para la regresión entre el número de cardúmenes en el clúster frente a la longitud del clúster.
- Un número bajo de clústers que tengan una distribución no homogénea en la ocurrencia de cardúmenes.

El análisis se ha hecho para cada campaña (1992-97, exceptuando 1994), analizando todos los radiales. Un primer ensayo se ha hecho teniendo en cuenta todos los cardúmenes, para luego analizar de forma más pormenorizada las dos especies principales, sardina y jurel.

Los cálculos se han hecho utilizando el software SPP. Este software ha sido concebido ad-hoc, para llevar a cabo los cálculos arriba descritos y que no se incluían en ningún paquete comercial. Fue financiado a través del proyecto CLUSTER (FAIT-CT-96-1799) y desarrollado por Pierre Petitgas y Thierry Lafont.

6.2.2.2. Análisis en dos dimensiones

La segunda aproximación sobre la estructuración espacial se ha hecho mediante la aplicación de técnicas geostatísticas (Matheron, 1971). En el supuesto más clásico, su aplicación se basa en la teoría *intrínseca*. Conforme a la misma, la variable a estudiar es independiente de su campo (i.e. la geometría del campo y la regionalización propia -o intrínseca- de la variable, que en nuestro caso es la abundancia de peces); dentro del campo (área de distribución), la distribución espacial es interpretada como una realización de una función aleatoria $Z(Z(x_1), Z(x_2), \dots, Z(x_n), \dots)$. El muestreo efectuado en el campo nos dará, pues, una realización de esa función más aleatoria.

En su aplicación más sencilla, la teoría intrínseca, se construye en base al principio de la estacionalidad. Conforme al mismo, el valor medio esperado es invariable ante traslación, formulándose de la siguiente manera:

$$E[Z(x)] = m(x) = m$$

siendo m la media y x la localización.



Sin embargo, la covarianza es dependiente de la distancia entre puntos de muestreo (vector h),

$$E[Z(x)Z(x+h)] - m^2 = C(h)$$

Para realización determinada (muestra), la media de la diferencia entre pares de valores separados por incrementos del vector h , $Z(x+h) - Z(x)$, es cero y su varianza, que existe, independiente del punto x ,

$$\begin{aligned} E[Z(x+h) - Z(x)] &= 0 \\ \text{Var}[Z(x+h) - Z(x)] &= 2\gamma(h) \end{aligned}$$

donde $2\gamma(h)$ es el variograma

El variograma es la herramienta estructural que se estima calculando las diferencias cuadráticas entre valores separados entre sí por un vector de longitud h .

El variograma se caracteriza por:

- Su valor en el origen. Por definición las diferencias a distancias igual a 0 deberían ser nulas. Sin embargo esto no es así debido a errores aleatorios, errores de localización precisa, o, incluso variaciones de la variable estudiada, a una escala inferior a la distancia del vector. Es el llamado efecto pepita.
- Alcance, o distancia del vector a la cual las diferencias cuadráticas entre los puntos de muestreo se estabilizan.
- Meseta o la altura a la cual la semivarianza se estabiliza. Su valor, coincide con el valor de la varianza de la función aleatoria.

El alcance muestra la distancia a la cual los puntos de muestreo son independientes entre sí. A distancias menores existiría correlación espacial. Este variograma experimental se puede ajustar a uno teórico. De los admisibles, los más comunes son:

- Modelos efecto pepita. No existe covarianza espacial, por lo que el valor del variograma, para todas las distancias es igual al de la varianza de la función aleatoria.
- Modelos sin meseta, en los que el modelo no se estabiliza para ninguna



distancia. Pertenecen a la familia de modelos potenciales.

- Modelos de transición. Son aquellos en los que el modelo puede o no presentar efecto pepita, cuyo valor será, en todo caso, inferior al de la meseta, estabilizándose a cierta distancia. Entre éstos, los más utilizados son el esférico, exponencial y el gaussiano.

En este apartado se analizará la estructura espacial bidimensional de la ocurrencia de cardúmenes por milla así como la estructuración espacial de la abundancia de las principales especies (sardina, jurel, caballa y lirio), expresada en valores asignados de s_A por milla, en el área prospectada. El análisis de la covarianza espacial se realizó utilizando el software EVA (Petitgas y Prampart, 1991), un paquete específico para el análisis de la varianza espacial. Este paquete ordena en distancias los puntos de muestreo, derivando dichas distancias por triangulación, para lo cual es imprescindible cambiar el sistema de coordenadas esféricas de latitud y longitud por un sistema plano. Para ello es necesario corregir las longitudes multiplicando su valor por el coseno de la latitud de su par en la coordenada. Los gráficos de los variogramas se han realizado mediante una hoja de cálculo y los ajustes de los variogramas experimentales a un modelo teórico se han hecho manualmente por aproximación visual, forzando, en algunos casos, el umbral al valor de la varianza. Para determinar si la estructura espacial observada en las especies se mantiene de forma independiente a su abundancia, se ha llevado a cabo un nuevo análisis de la correlación espacial. Para ello, los valores de integración asignados a cada especie se separaron en cuatro categorías: valores de integración (s_A , m^2/mn^2) entre 0 y 10; valores entre 10 y 100; valores entre 100-500; y valores superiores a 500. Los valores se transformaron también a escala logarítmica. Para la representación gráfica, los valores de semivarianza para cada distancia se han relativizado tomando como referencia el valor de la varianza.

Tabla 6.1.: Promedio de cardúmenes válidos en fondos inferiores a 250 m así como el porcentaje total de cardúmenes válidos.

Año	No Millas prof<250m	No Cardúmenes	Cardúmenes/ milla	% válidos
1992	1070	487	0.46	0.74
1993	1111	524	0.47	0.76
1995	531	400	0.75	0.59
1996	540	370	0.69	0.57
1997	813	284	0.35	0.61



6.3. RESULTADOS

En la figura 6.1 se muestra la distribución espacial por año y especie mientras que en la tabla 6.1 se muestra el número total de cardúmenes analizados por campaña. En un 20% de las millas prospectadas se han encontrado cardúmenes. Su número por campaña es variable, en función del área de cobertura. Como ya se ha comprobado en el anterior capítulo, la ocurrencia de cardúmenes es dependiente de la hora (luz solar) y de la profundidad, por lo que en aquellas campañas cuya área de prospección se extendió hasta los 1000 m de profundidad, el número de millas sin cardúmenes es mayor, al incrementarse el número total de millas navegadas fuera del área esperada de ocurrencia de los cardúmenes.

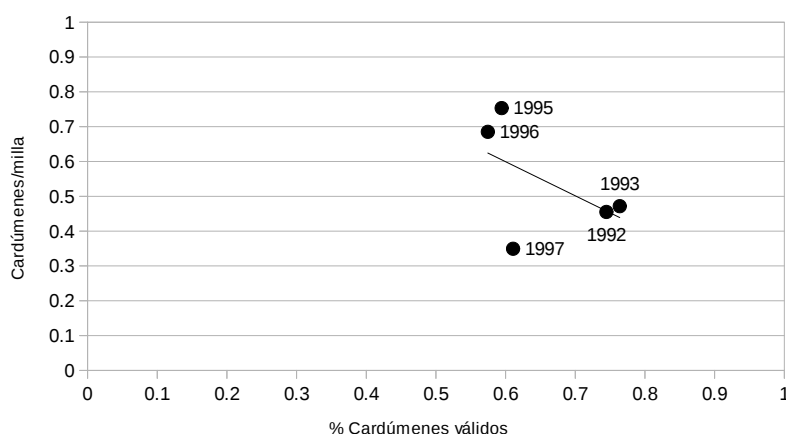


Figura 6.2 Gráfico de dispersión, confrontando el porcentaje de cardúmenes válidos frente al número de cardúmenes por milla.

Aplicando un filtro a los datos, consistente en circunscribir el número de cardúmenes a las millas navegadas en fondos inferiores a 250 m, se confirma la gran variabilidad en el número de cardúmenes por milla (tabla 6.1), que ha variado entre 0.75 cardúmenes por milla detectados en el año 1995 y los 0.35 observados en el año 1997. Parece existir una tendencia positiva entre el número de cardúmenes por milla y el porcentaje de cardúmenes no válidos; cuanto mayor es el número de cardúmenes por milla, mayor es la proporción de cardúmenes no válidos (figura 6.2). Esta tendencia sería mucho más acusada, con un coeficiente de correlación del 0.92, si excluimos del análisis a la campaña del año 1997. Esta campaña ha sido anómala ya que en toda la costa oeste de Galicia apenas se han detectado cardúmenes y la única en la que en las Rías Baixas, desde la Ría de Muros hasta la desembocadura del Miño, no se ha detectado cardumen alguno.



6.3.1. Análisis en una dimensión

El análisis de la distribución de cardúmenes a lo largo de los transectos puede visualizarse mediante un gráfico sencillo, confrontando la función de densidad de las distancias al próximo cardumen en el transecto, ordenadas de menor a mayor. Visualmente puede observarse que las distancias entre cardúmenes poseen una función de densidad alejada de lo que sería una distribución puramente aleatoria, que podría ser modelada mediante una distribución de Poisson. En este caso, la distribución se asemeja mucho más a una distribución Weibull, que, como confirma Petitgas (2003), ya había sido postulada por otros investigadores para modelar la distribución espacial de datos acústicos.

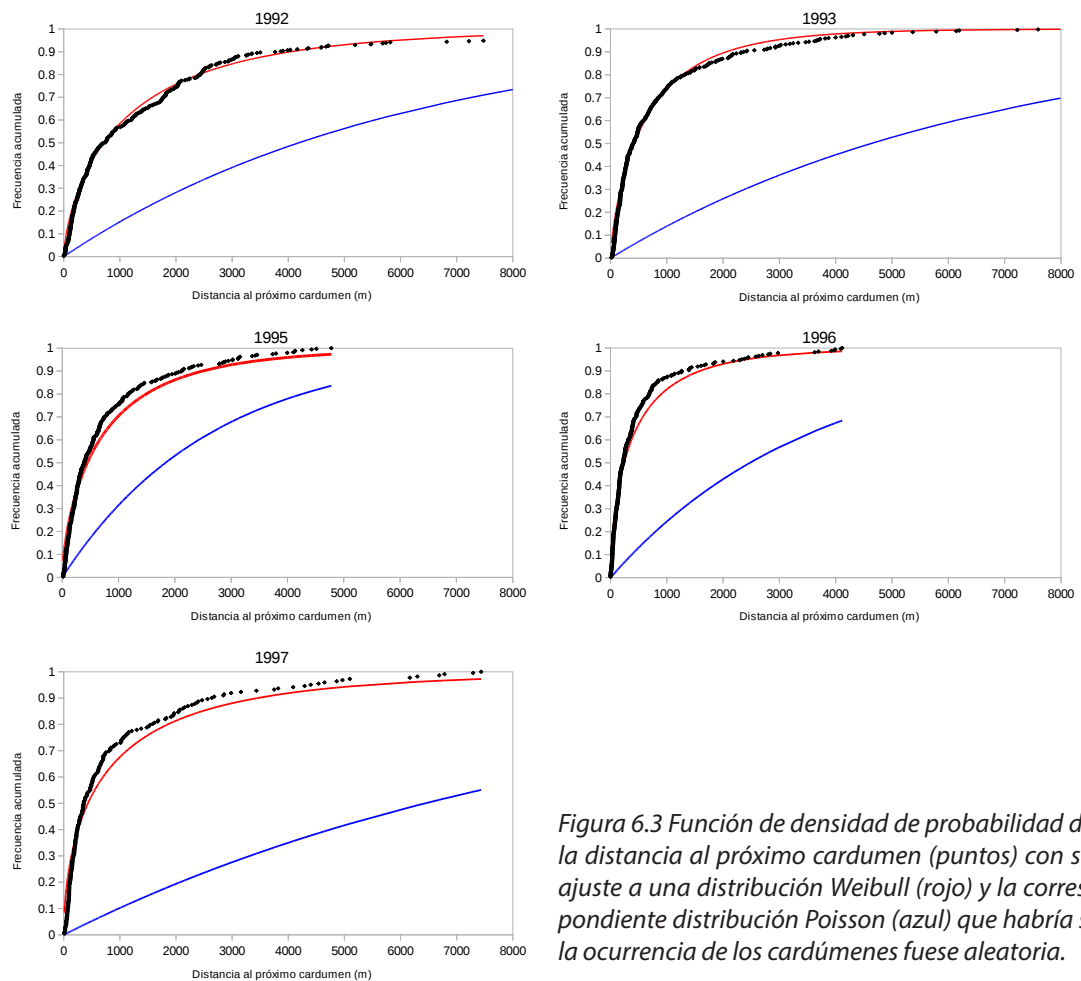


Figura 6.3 Función de densidad de probabilidad de la distancia al próximo cardumen (puntos) con su ajuste a una distribución Weibull (rojo) y la correspondiente distribución Poisson (azul) que habría si la ocurrencia de los cardúmenes fuese aleatoria.



La divergencia entre el proceso de ocurrencia o distribución puramente aleatorio, modelado mediante una distribución de Poisson, y el más estructurado, modelado por la distribución de Weibull, puede analizarse mediante la comparación de los valores de la integral entre ambas distribuciones. Para ello, la función de densidad de probabilidad de las distancias al próximo cardumen es ajustada a su correspondiente función Weibull y ésta comparada a la Poisson. Los resultados de este análisis se muestra en la figura 6.3 y en la tabla 6.2. La longitud media de los transectos ha sido similar en las campañas de 1992, 1993 y 1997, mientras que en las campañas de 1995 y 1996, al circunscribirse el área de muestreo hasta la isobata de 200 m, tanto la longitud media de los transectos como la longitud total navegada han sido menores. Sin embargo el número de cardúmenes localizado en esos años ha sido similar al localizado en 1997. En todos los casos los ajustes a una distribución Weibull han sido significativos, con un r^2 superior a 0.98. Gráficamente se puede observar cómo la función de densidad de probabilidad de la distribución de los cardúmenes, en función de las distancias al siguiente, no se ajusta a un proceso aleatorio, que vendría definido por una distribución Poisson; efectivamente, la diferencia entre las integrales de las distribuciones Weibull (proceso contagioso) y Poisson (proceso aleatorio) es importante, tal como se observa en el valor del índice de agrupamiento (tabla 6.2). Las campañas cuyo recorrido se ha circunscrito a la plataforma, esto es, las campañas de 1995 y 1996, presentan un índice de agrupamiento menor, denotando una menor estructuración de los cardúmenes. Destaca, por otra parte, el alto agrupamiento que se ha observado en el año 1993, muy superior al que han mostrado el resto de las campañas. Sin embargo, en todos los años, las curvas Weibull presentan el mismo esquema, con una inflexión alrededor de los 4-6 km de distancia.

Tabla 6.2.: Análisis de las distancias al próximo cardumen

	1992	1993	1995	1996	1997
No cardúmenes analizados	427	453	362	338	234
Longitud total navegada (m)	2580971	3023768	957982	1207372	2173913
Longitud media transectos (m)	31475	31173	22809	27440	31969
95% quantil-Distancia acumulada al próximo	7478	7989	4779	4115	7437
No de cardúmenes dentro del quantil del 95%	405	430	343	321	222
Sumatorio de las distancias al próximo (m)	772419	773511	465099	328776	429249
Ocurrencia (no cardúmenes/long total navegada)	0.00017	0.00015	0.00038	0.00028	0.00011
Parámetro a ajuste Weibull	0.69174	0.75756	0.69714	0.63638	0.57783
Parámetro b ajuste Weibull	0.00737	0.00712	0.00987	0.02113	0.02081
r^2	0.99428	0.99097	0.98892	0.98343	0.98323
Índice de agrupamiento	0.13181	0.49283	0.07850	0.06770	0.12500



Este agrupamiento se hace más evidente cuando su distribución espacial se analiza mediante el análisis clústers (proceso puntual). En la figura 6.4a-e se muestran en diferentes gráficos el umbral aplicado para cada campaña para determinar el tamaño medio de los clúster. Conforme a los mismos, los tamaños medios de los clúster para cada año variaron entre los 2.300 m de los años 1996 y 1997 y los 5.200 m del año 1992 (tabla 6.3.), lo que coincide bastante bien con lo apreciado en los ajustes Weibull.

Tabla 6.3.: Características principales de los clúster para cada campaña, seleccionados a partir de criterios estadísticos de organización espacial. Umbral (m) con mejor criterio ponderado, número total de clústers, número total de cardúmenes solitarios, longitud media del clúster (m), número de cardúmenes medio en cada clúster, número medio de cardúmenes por km de clúster, distancia media entre clúster y número de cardúmenes válidos analizados.

Año	Umbral	No clúster	No solitarios	Longitud media	Card./cluster	Card./km clúster	Distancia entre clúster	No Card.
1992	3889	66	20	5232.97	16.03	2.68	10528.69	487
1993	2778	81	42	2827.83	11.56	6.09	6701.34	524
1995	2805	53	19	3177.55	13.85	6.36	5687.56	400
1996	2111	44	18	2365.35	15.42	6.52	4665.43	370
1997	2580	45	28	2298.96	10.38	6.52	14227.59	284

Para analizar la relación entre los diferentes parámetros de este análisis, se ha construido una matriz de correlaciones que se muestra en la tabla 6.4. Cabe destacar la influencia del umbral escogido sobre la longitud media y el número de cardúmenes por km.

Tabla 6.4.: Matriz de correlaciones de las anteriores variables. En negrilla se muestran las correlaciones superiores a +/-0,75.

	Umbral	No clúster	No solitarios	Longitud media	Card./cluster	Card./km clúster	Dist. entre clúster	No Card.
Umbral		0.5063	-0.0665	0.9555	0.0106	-0.9355	0.3521	0.5460
No clúster			0.6962	0.4139	-0.2270	-0.6020	-0.1289	0.9170
No solitarios				-0.2717	-0.7261	-0.1986	0.1280	0.3917
Longitud media					0.3017	-0.7943	0.1515	0.5698
Card/cluster						0.3098	-0.6817	0.1787
Card/ km clúster							-0.4711	-0.5096
Dist. entre clúster								-0.3883
No Card.								



Como cabría esperar, el número de clústers está muy relacionado con el número de cardúmenes en total. Sin embargo, un mayor número de cardúmenes no lleva asociado un incremento significativo de la densidad de cardúmenes dentro del clúster, ni de su longitud y ni tan siquiera de la distancia entre los clúster. Por otra parte, la presencia de cardúmenes aislados guarda escasa relación con su número total.

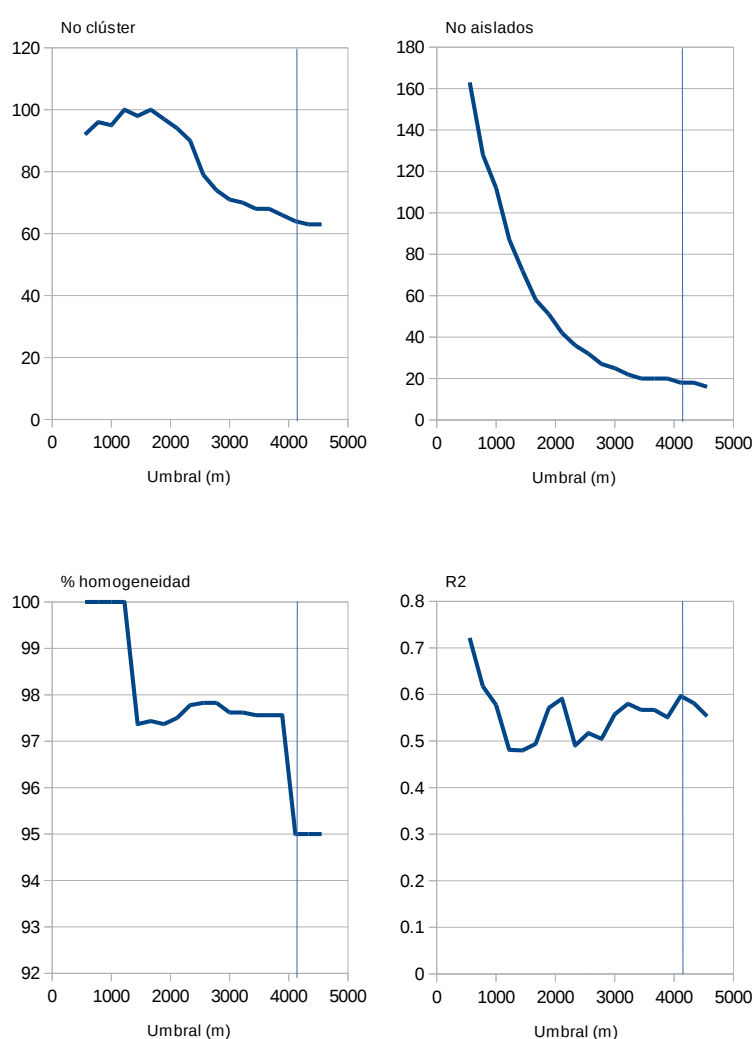


Figura 6.4a: Gráficos de dispersión mostrando los criterios de selección empleados para los datos de la campaña del año 1992. La línea vertical muestra el umbral escogido.



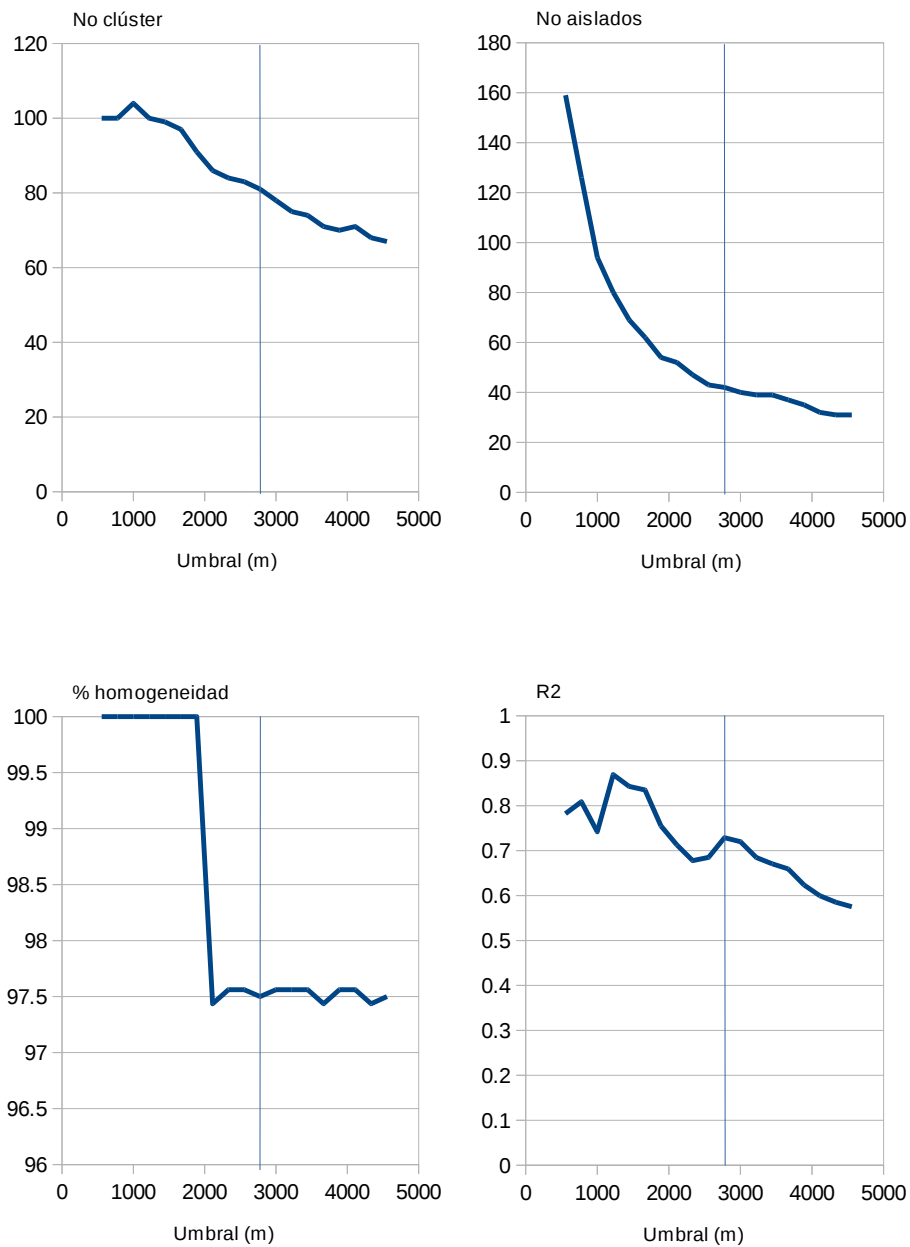


Figura 6.4b: Gráficos de dispersión mostrando los criterios de selección empleados para los datos de la campaña del año 1993. La línea vertical muestra el umbral escogido.



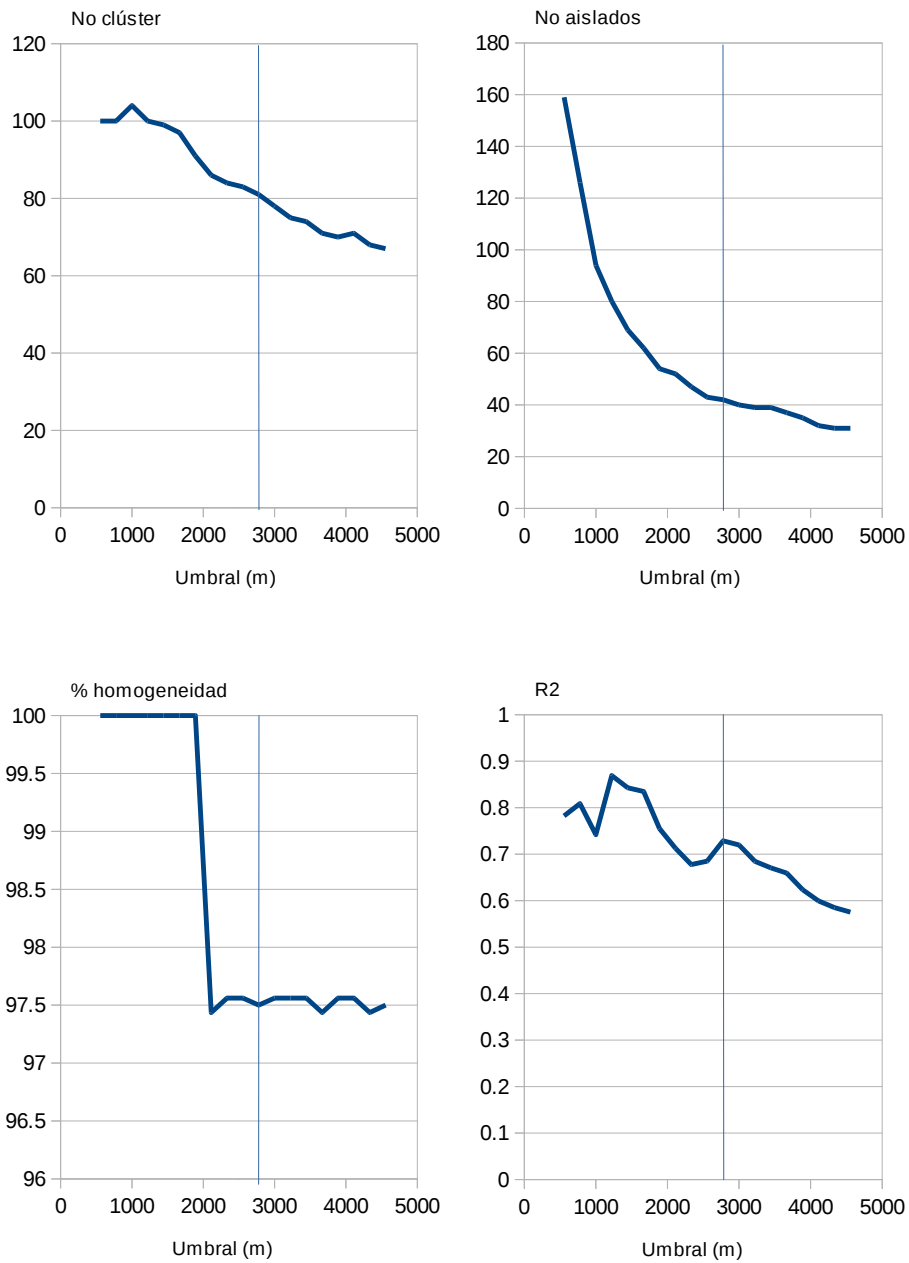


Figura 6.4c: Gráficos de dispersión mostrando los criterios de selección empleados para los datos de la campaña del año 1995. La línea vertical muestra el umbral escogido.



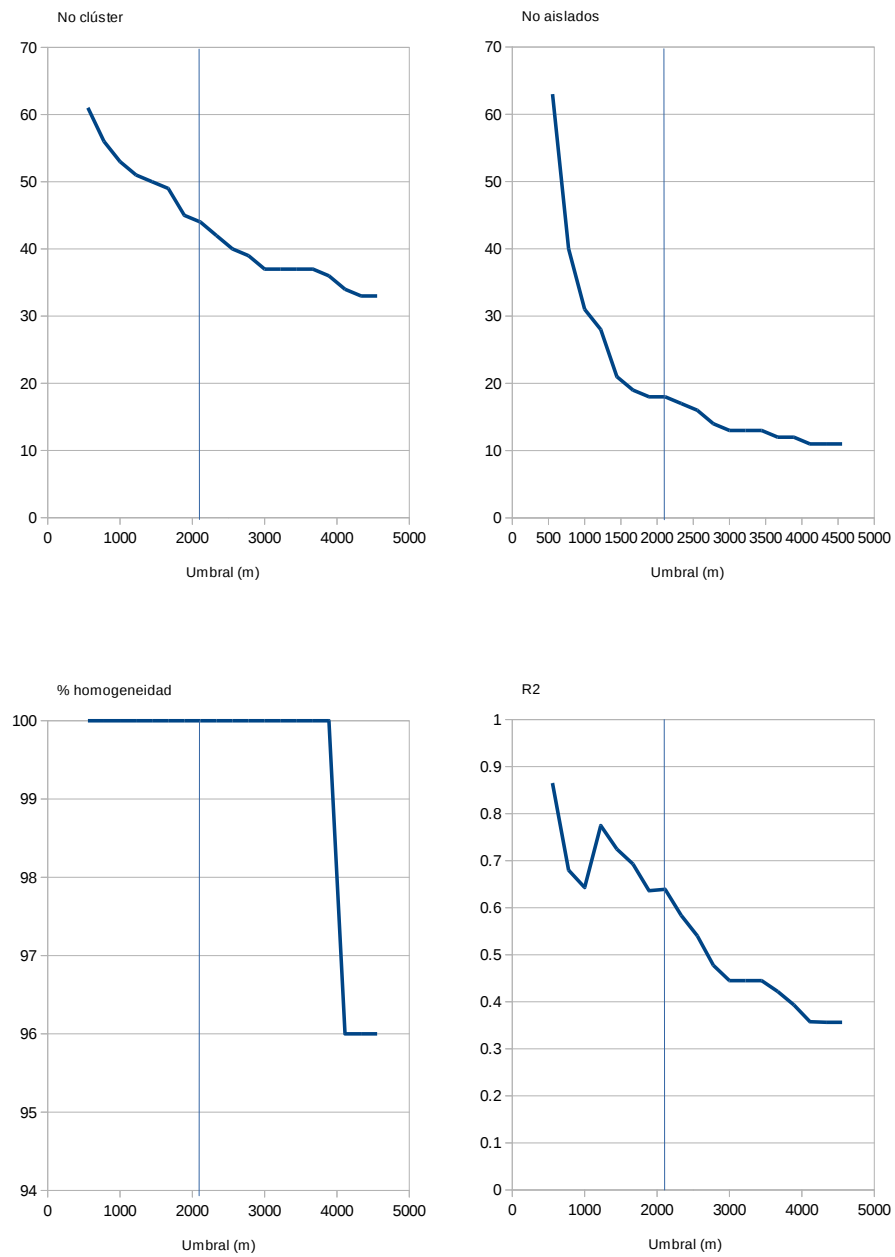


Figura 6.4d: Gráficos de dispersión mostrando los criterios de selección empleados para los datos de la campaña del año 1996. La línea vertical muestra el umbral escogido.



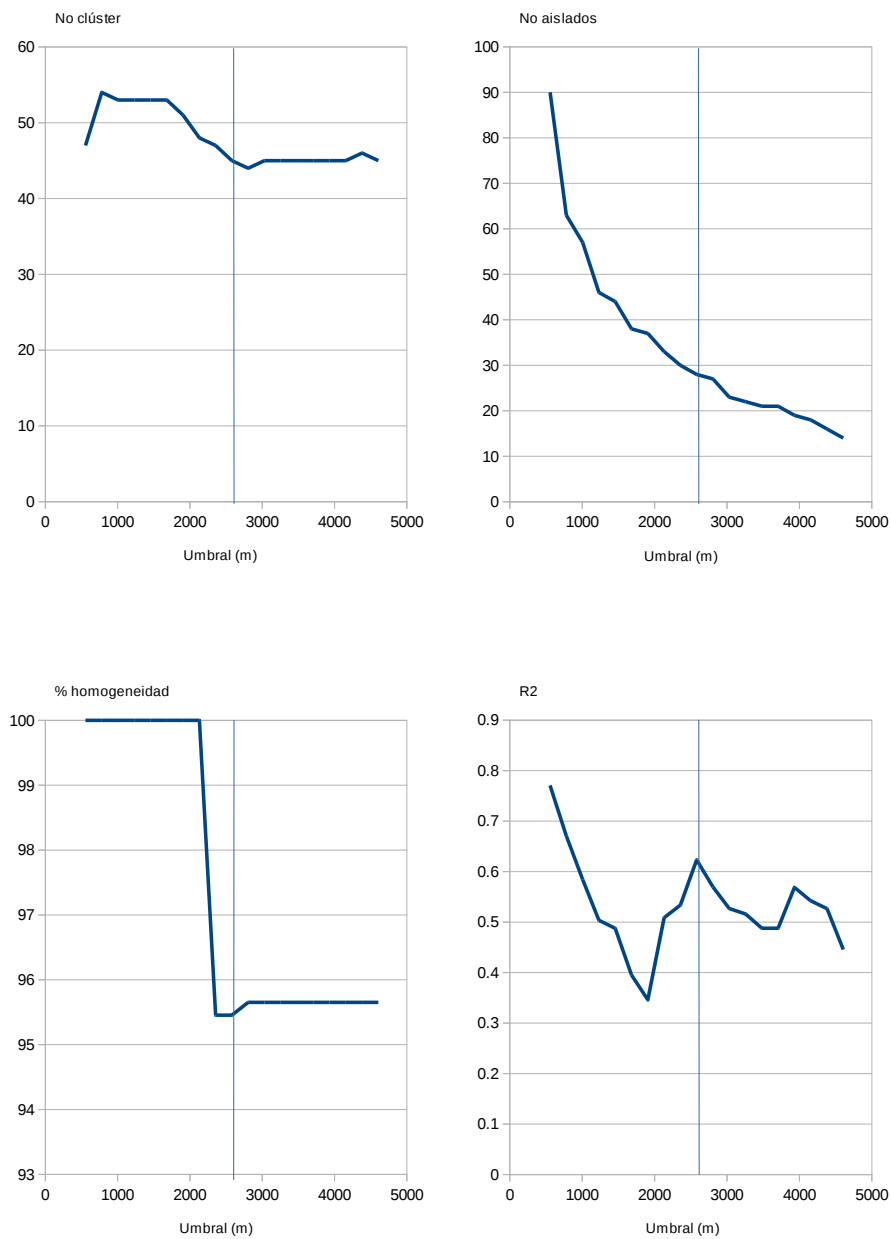


Figura 6.4e: Gráficos de dispersión mostrando los criterios de selección empleados para los datos de la campaña del año 1997. La línea vertical muestra el umbral escogido.



6.3.2. Análisis en dos dimensiones

El análisis geostadístico a través de la construcción de variogramas para la ocurrencia de cardúmenes para las campañas realizadas entre 1992 y 1997 se muestra en la figura 6.5 y en la tabla 6.5.

Tabla 6.5.: Principales datos del análisis de la estructura espacial de la ocurrencia de cardúmenes, con el número de puntos de muestreo, el total de valores nulos, la media aritmética y la varianza así como los modelos teóricos de ajuste del variograma (efecto pepita, umbral y alcance -millas náuticas- del primer modelo, si lo hubiere; umbral y alcance -en millas náuticas- del segundo modelo).

		AÑO			
		1992	1993	1995	1997
	No. valores total	1577	2014	652	1431
	No. valores nulos	1183	1258	166	1288
	Media	0.17	0.70	0.32	0.16
	Varianza	0.35	0.92	0.39	0.33
	Variograma				
	Efecto pepita	0.18	0.22	0.20	0.15
	Modelo Esférico I				
	Umbral	0.01	0.20	0.15	0.05
	Alcance (m.n.)	6.00	3.50	6.00	2.00
	Modelo Esférico II				
	Umbral	0.16	0.5	0.05	0.13
	Alcance (m.n.)	18	26	9	10

En general se observa una estructuración espacial en la que, en algunos años, refleja cierta anisotropía espacial. Así, para los años 1992 y 1997, se puede apreciar cómo la varianza sufre una disminución al aumentar la distancia en las búsquedas realizadas a 90°, es decir, coincidente con las longitudes, lo que podría ser debido a la ausencia de cardúmenes en determinadas zonas, muy evidente en el año 1997, en los que no se ha encontrado ningún cardumen en la zona de las Rías Baixas. Por el contrario, a larga distancia, se observa el efecto contrario, disminución de la varianza con la distancia en las búsquedas realizadas a 0°, coincidente con las latitudes, en los años 1993 y 1996, lo que podría ser debido a un efecto en función de la profundidad. El año 1995 es el año con menor estructuración espacial, en la que el nivel de aleatoriedad en la distribución de los cardúmenes es mayor. Esta pauta se observa en todos los análisis realizados.



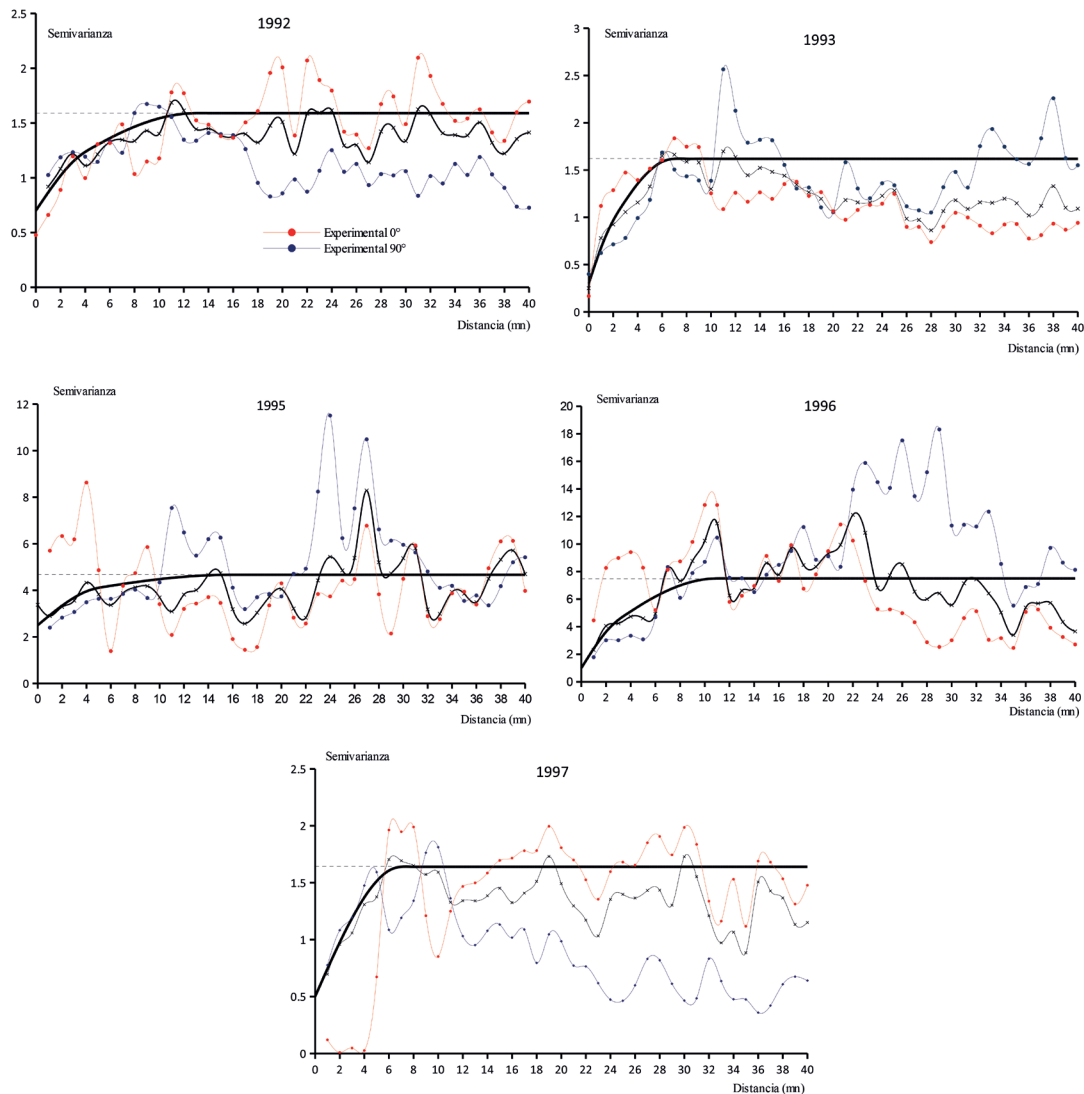


Figura 6.5.: Variogramas experimentales (en rojo con dirección de búsqueda de 0°, en azul de 90° y en negro omnidireccional) así como el modelo de ajuste teórico (línea negra gruesa) y la varianza (línea punteada) de la ocurrencia de cardúmenes por milla en las campañas de 1992, 1993, 1995, 1996 y 1997.

En caso de grandes diferencias entre los variogramas calculados en las direcciones de 0° y 90°, los modelos teóricos se ajustaron preferentemente, al variograma experimental isotrópico (omnidireccional). En todos los años salvo para 1997, el mo-



delo que mejor se ajusta a los datos es una estructura anidada, construida con dos modelos esféricos. El primero con un alcance que varía desde las dos millas del año 1993 hasta las 5 del año 1995 y una segunda estructura, que generalmente explica un porcentaje mayor de variabilidad, que varía entre las 7 y las 16 millas. Comparado con el análisis NND realizado en el anterior apartado, el alcance de la primera estructura del variograma parece estar relacionado con el tamaño medio del cluster y la distancia entre ellos. Esta relación es muy clara en las campañas de 1995, 96 y 97 mientras que, sin embargo, para las campañas de 1992 y 1993 el alcance de la primera estructura del variograma parece estar relacionada sólo con el tamaño medio de los clúster.

El análisis de la distribución espacial de los valores de integración asignados a sardina, caballa, jurel y lirio se ha hecho sobre los datos de las campañas de 1992, 93, 95 y 97. En general, los datos de integración extienden un poco más la correlación espacial, al recoger también, junto con los cardúmenes, la aportación de otras estructuras de agregación (capas, agregados...). Sin embargo, debido a la grandes diferencias de energía ecointegrada y asignada a las especies entre muestras, para este análisis, los datos fueron transformados a escala logarítmica.

Tabla 6.6.: Principales datos del análisis de la estructura espacial de la distribución de los valores de eco-integración asignados a sardina en las campañas de 1992, 93, 95 y 97, con el número de puntos de muestreo, el total de valores nulos, la media aritmética y la varianza así como los modelos teóricos de ajuste del variograma (efecto pepita, umbral y alcance -millas náuticas- del primer modelo, si lo hubiere; umbral y alcance -en millas náuticas- del segundo modelo).

		AÑO			
		1992	1993	1995	1997
	No. valores total	1577	2014	652	1431
	No. valores nulos	1183	1258	166	1288
	Media	0.17	0.70	0.32	0.16
	Varianza	0.35	0.92	0.39	0.33
Variograma	Efecto pepita	0.18	0.22	0.20	0.15
Modelo Esférico I	Umbral	0.01	0.20	0.15	0.05
	Alcance (m.n.)	6.00	3.50	6.00	2.00
Modelo Esférico II	Umbral	0.16	0.5	0.05	0.13
	Alcance (m.n.)	18	26	9	10



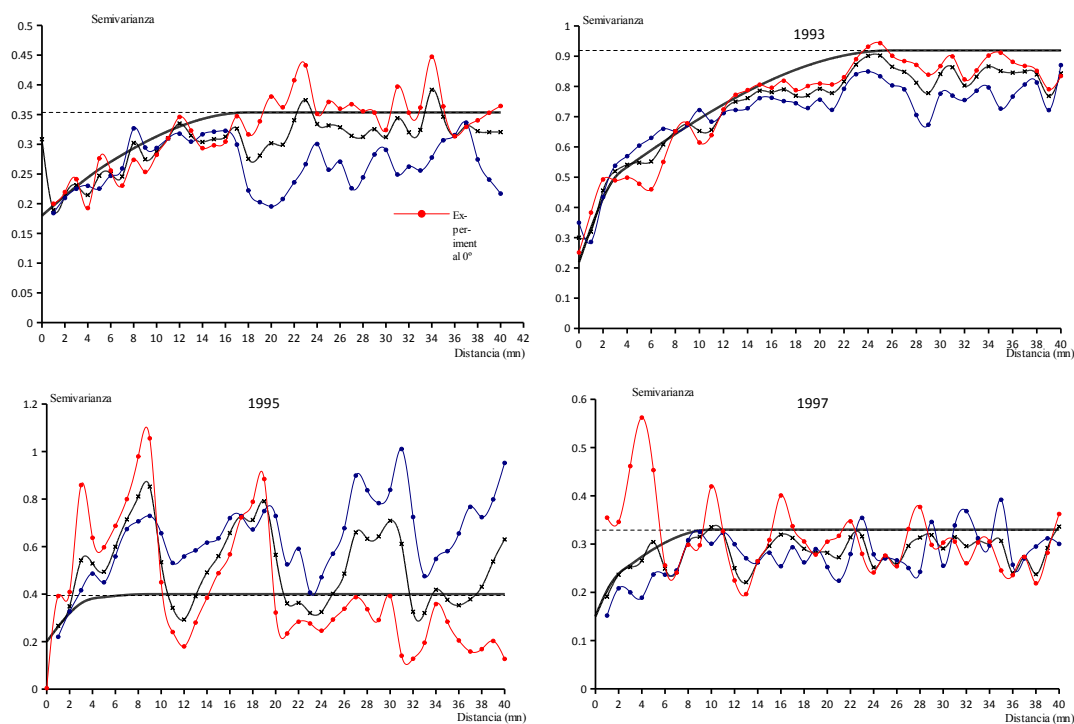


Figura 6.6.: Variogramas experimentales (en rojo con dirección de búsqueda de 0° , en azul de 90° y en negro omnidireccional) así como el modelo de ajuste teórico (línea negra) y la varianza (línea punteada) de la distribución de valores de ecointegración asignados a sardina (escala logarítmica) en las campañas de 1992, 1993, 1995 y 1997.

Para la sardina, los años 1992 y 1993 presentan una estructura espacial semejante, bien definida, sin aparentes anisotropías, si bien en el año 1992 el efecto pepita explica el 50% de la varianza. Además, el modelo teórico ajustado para los datos del año 1992, una estructura anidada semejante a la inferida para la ocurrencia de cardúmenes, tiene un alcance de 6 millas náuticas, mientras que para los datos del año 1993, y también para los de 1995 y 1997, en el primer modelo tiene un alcance inferior (figura 6.6; tabla 6.6).

Por otra parte, y de igual manera a lo que se ha observado en la distribución espacial de la ocurrencia de cardúmenes, los datos de las campañas de 1995 y 1997 presentan una estructuración espacial menos definida, próxima a la ausencia de varianza espacial. Además, y a diferencia de las campañas de 1992 y 1993, el alcance



de la varianza espacial observado en 1995 y 1997 es claramente inferior, 9 y 10 millas respectivamente, frente a las 18 y 26 millas que presentaron los datos de 1992 y 1993 respectivamente.

En el caso del jurel, la estructura espacial está más definida, con una contribución inferior del efecto pepita en los modelos teóricos. Al igual que para la sardina, la varianza espacial se ajusta mejor a una estructura anidada de modelos esféricos (figura 6.7; tabla 6.7).

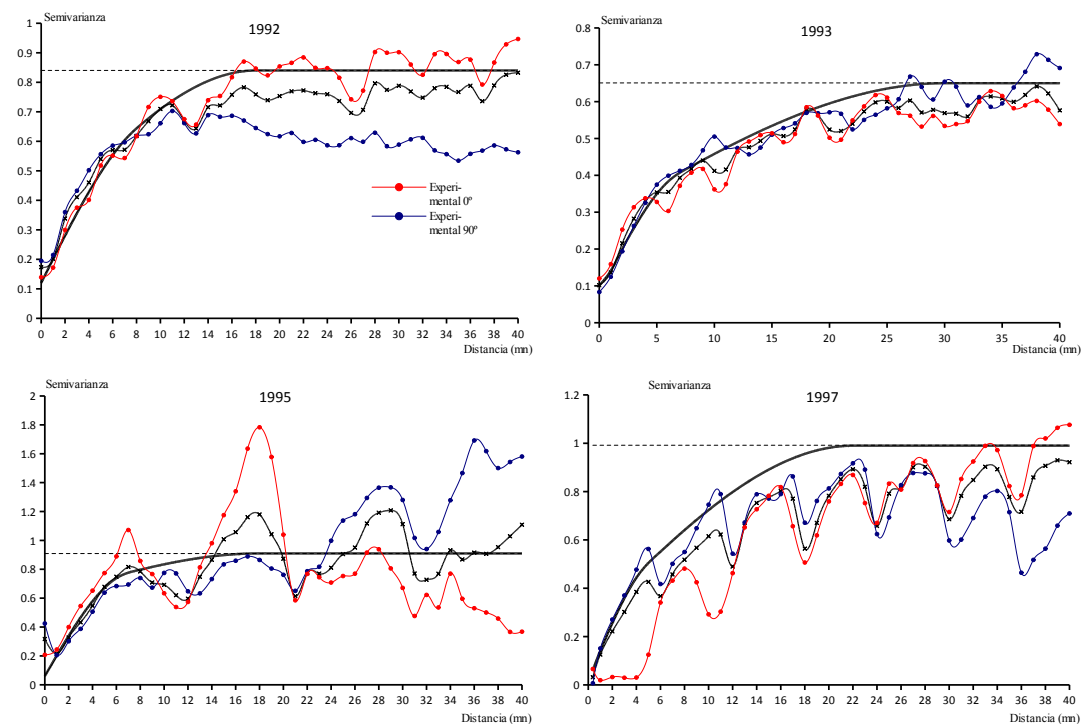


Figura 6.7.: Variogramas experimentales (en rojo con dirección de búsqueda de 0°, en azul de 90° y en negro omnidireccional) así como el modelo de ajuste teórico (línea negra) y la varianza (línea punteada) de la distribución de valores de ecoinTEGRATION asignados a jurel (escala logarítmica) en las campañas de 1992, 1993, 1995 y 1997.



Tabla 6.7.: Principales datos del análisis de la estructura espacial de la distribución de los valores de ecointegración asignados a jurel en las campañas de 1992, 93, 95 y 97, con el número de puntos de muestreo, el total de valores nulos, la media aritmética y la varianza así como los modelos teóricos de ajuste del variograma (efecto pepita, umbral y alcance -millas náuticas- del primer modelo, si lo hubiere; umbral y alcance -en millas náuticas- del segundo modelo).

		AÑO			
		1992	1993	1995	1997
	No. valores total	1577	2014	653	1431
	No. valores nulos	523	791	148	604
	Media	1.03	0.78	1.49	0.99
	Varianza	0.84	0.65	0.91	0.99
Variograma	Efecto pepita	0.12	0.08	0.06	0.02
Modelo esférico	Umbral	0.20	0.20	0.55	0.24
	Alcance (m.n.)	8.00	7.00	7.00	5.00
Modelo esférico	Umbral	0.52	0.37	0.3	0.73
	Alcance (m.n.)	18	30	18	22

Pero, a diferencia de lo observado en la sardina, esta estructura espacial es más homogénea, con un alcance para el primer modelo esférico entre las 5 millas de 1997 y las 8 de 1992, y para el segundo modelo de 18-22 millas para todos los años salvo para el año 1993 en el que la covarianza espacial se expande hasta las 30 millas.

Para la caballa y el lirio los resultados del análisis espacial se muestran en las figuras 6.8 y 6.9 y en las tablas 6.8 y 6.9 respectivamente. Ambas especies muestran más o menos el mismo patrón de distribución que se traduce en una varianza espacial semejante.



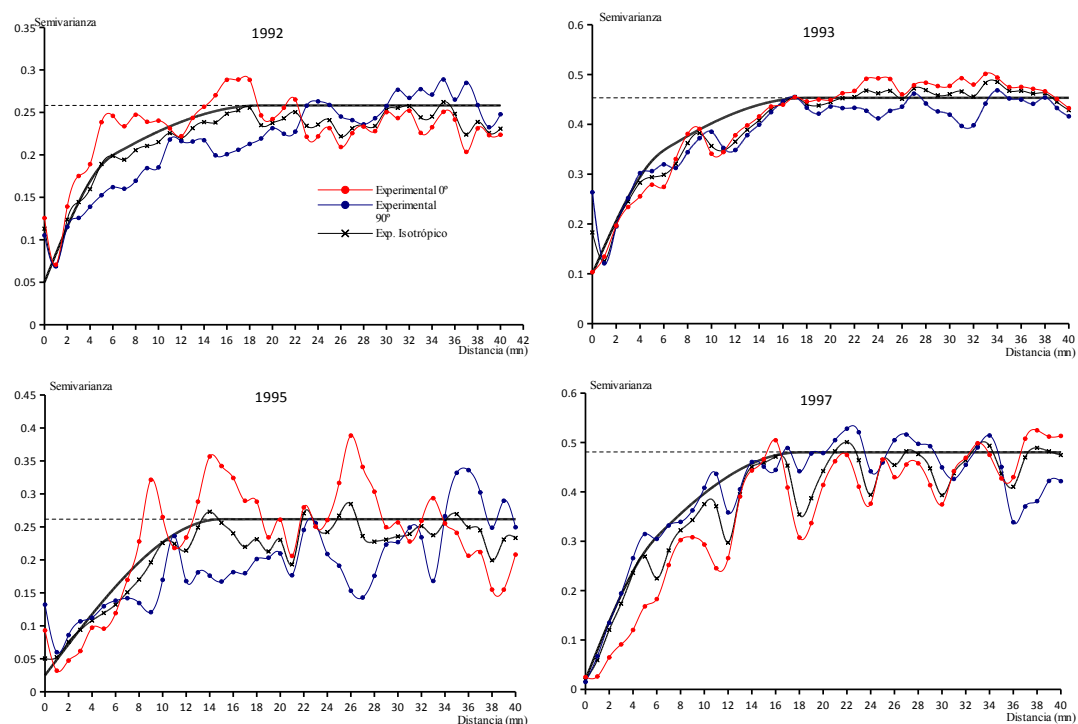


Figura 6.8.: Variogramas experimentales (en rojo con dirección de búsqueda de 0°, en azul de 90° y en negro omnidireccional) así como el modelo de ajuste teórico (línea negra) y la varianza (línea punteada) de la distribución de valores de ecoinTEGRACIÓN asignados a caballa (escala logarítmica) en las campañas de 1992, 1993, 1995 y 1997.

Tabla 6.8.: Principales datos del análisis de la estructura espacial de la distribución de los valores de ecoinTEGRACIÓN asignados a caballa en las campañas de 1992, 93, 95 y 97, con el número de puntos de muestreo, el total de valores nulos, la media aritmética y la varianza, así como los modelos teóricos de ajuste del variograma (efecto pepita, umbral y alcance -millas náuticas- del primer modelo, si lo hubiere; umbral y alcance -en millas náuticas- del segundo modelo)

		AÑO			
		1992	1993	1995	1997
Variograma	No. valores total	1577	2014	653	1431
	No. valores nulos	541	735	154	617
	Media	0.34	0.63	0.42	0.67
	Varianza	0.26	0.45	0.26	0.48
	Efecto pepita	0.05	0.10	0.03	0.02
	Umbral	0.10	0.15	n.d.	0.13
	Alcance (m.n.)	6.00	6.00	n.d.	6.00
	Alcance (m.n.)	19	18	15	18



Salvo para el año 1995, en el resto de las campañas se observa claramente una estructura que se puede ajustar a un variograma anidado con un primer modelo esférico cuyo alcance está alrededor de las 6 millas y que recoge como máximo un tercio de la varianza, y un segundo modelo, también esférico, mucho más importante en términos de la varianza que explica, cuyo alcance se sitúa entre las 19 y las 30 millas.

Para el año 1995, el variograma se ajusta mejor a un único modelo, o con un primer modelo de menor alcance, con un umbral apenas testimonial, con alcance situado en 15 millas en el caso de la caballa y las 24 millas para el lirio.

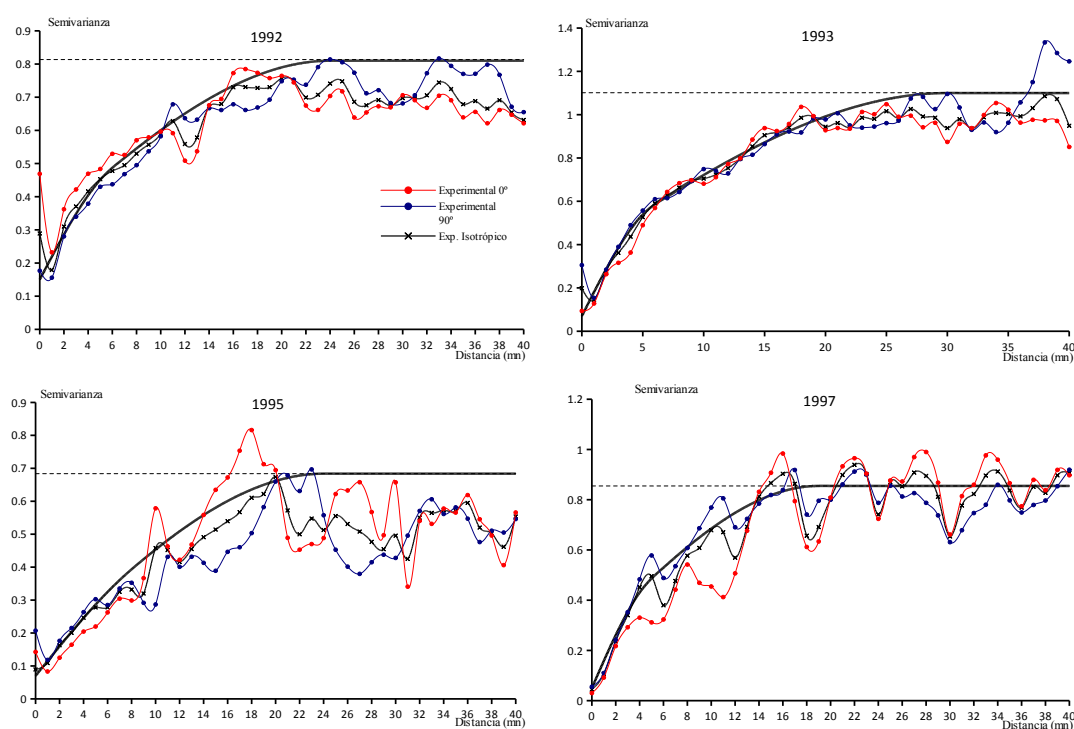


Figura 6.9.: Variogramas experimentales (en rojo con dirección de búsqueda de 0°, en azul de 90° y en negro omnidireccional) así como el modelo de ajuste teórico (línea negra) y la varianza (línea punteada) de la distribución de valores de ecointegración asignados a bacaladilla (escala logarítmica) en las campañas de 1992, 1993, 1995 y 1997.



Tabla 6.9.: Principales datos del análisis de la estructura espacial de la distribución de los valores de eco-integración asignados a lirio en las campañas de 1992, 93, 95 y 97, con el número de puntos de muestreo, el total de valores nulos, la media aritmética y la varianza así como los modelos teóricos de ajuste del variograma (efecto pepita, umbral y alcance -millas náuticas- del primer modelo, si lo hubiere; umbral y alcance -en millas náuticas- del segundo modelo).

		AÑO			
		1992	1993	1995	1997
Variograma	No. Valores	1577	2014	653	1431
	No. valores nulos	509	1065	279	553
	Media	1.10	0.91	0.73	1.01
	Varianza	0.81	1.10	0.68	0.85
	Efecto pepita	0.15	0.07	0.07	0.05
	Modelo esférico				
	Umbral	0.15	0.30	0.05	0.21
	Alcance (m.n.)	6.00	6.00	8.00	5.00
	Modelo esférico				
	Umbral	0.51	0.73	0.56	0.6
	Alcance (m.n.)	24	30	24	19

El hecho de que la campaña de 1995 no hubiera alcanzado el límite distal de distribución de estas especies, podría haber condicionado el análisis de esta campaña con respecto a lo observado en las otras.

Al tratarse de campañas multiespecíficas, se ha explorado también la estructura espacial a través de la geoestadística de la suma de valores de integración asignado a especies (tabla 6.10 y figura 6.10).

De nuevo, para el conjunto de peces, y al igual que lo observado en la distribución de los cardúmenes, la distribución no es aleatoria, existiendo una importante covarianza espacial, cuyo alcance puede llegar hasta las 20 millas.

Además existe un primer máximo de varianza espacial, entorno a las 4-5 millas, que coincide aproximadamente con el tamaño medio de los clúster de cardúmenes y la mitad de la distancia media de separación entre ellos.



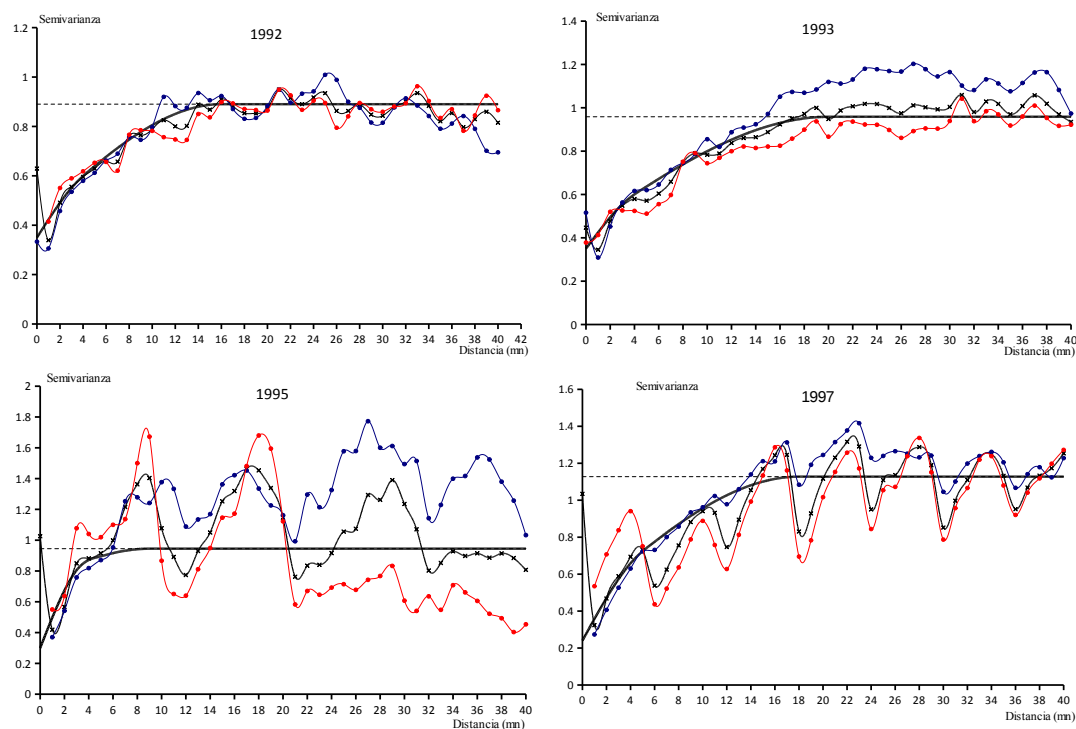


Figura 6.10.: Variogramas experimentales (en rojo con dirección de búsqueda de 0°, en azul de 90° y en negro omnidireccional) así como el modelo de ajuste teórico (línea negra) y la varianza (línea punteada) de la distribución de valores de eointegración totales asignados a peces (escala logarítmica) en las campañas de 1992, 1993, 1995 y 1997.

Tabla 6.10.: Principales datos del análisis de la estructura espacial de la distribución de los valores de eointegración asignados a peces en las campañas de 1992, 93, 95 y 97, con el número de puntos de muestreo, el total de valores nulos, la media aritmética y la varianza así como los modelos teóricos de ajuste del variograma (efecto pepita, umbral y alcance -millas náuticas- del primer modelo, si lo hubiere; umbral y alcance -en millas náuticas- del segundo modelo).

		AÑO			
		1992	1993	1995	1997
Variograma	No. valores total	1578	2014	653	1431
	No. valores nulos	311	379	109	379
	Media	1.67	1.78	1.85	1.54
	Varianza	0.89	0.96	0.94	1.13
	Efecto pepita	0.35	0.35	0.30	0.24
	Umbral	0.08	0.10	0.45	0.21
Modelo esférico	Alcance (m.n.)	6.00	6.00	6.00	5.00
	Umbral	0.46	0.5085	0.1949	0.68
Modelo esférico	Alcance (m.n.)	16	20	9	18

El análisis de la estructura espacial por categorías de valores se muestra en las figuras 6.11 a 6.14 y en las tablas 6.11 a 6.16. Para todas las especies, el alcance de la correlación espacial es mayor a valores bajos, apreciándose una tendencia a la aleatoriedad conforme los valores son más altos.

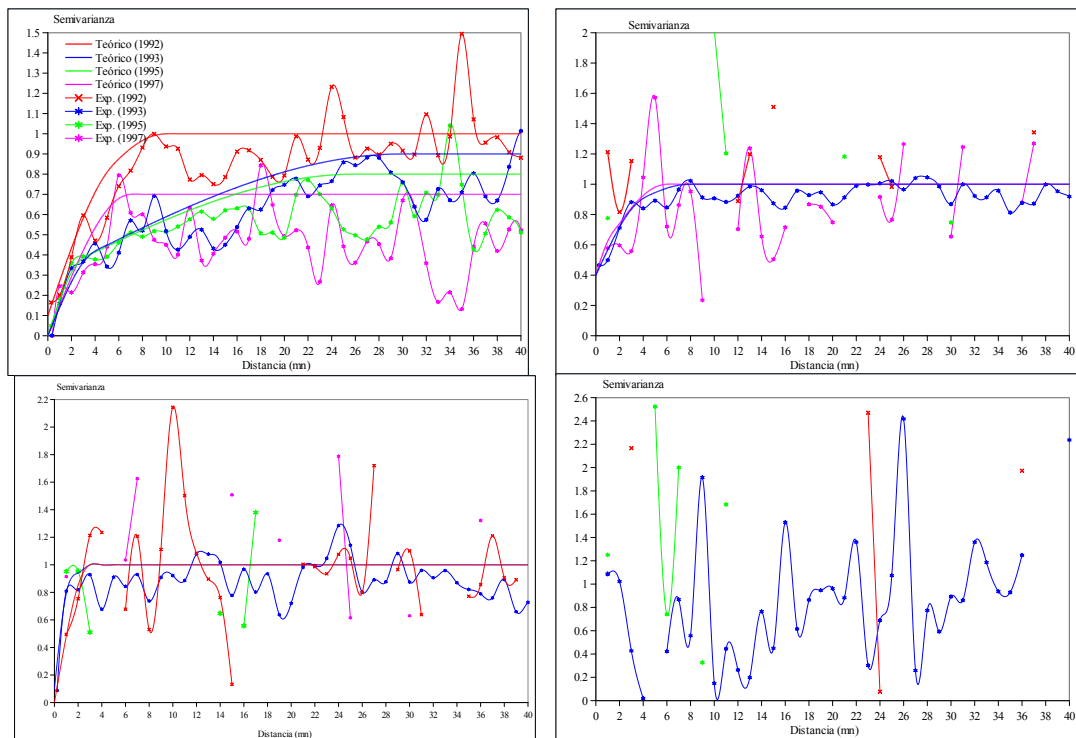


Figura 6.11.: Variogramas experimentales así como el modelo de ajuste teórico de la distribución de valores de ecoinTEGRACIÓN por categorías (a) 0-10; b) 10-100; c) 100-500; d) $>500\text{m}^2\text{mn}^2$) asignados a sardina (escala logarítmica) en las campañas de 1992, 1993, 1995 y 1997 (rojo, azul, verde y magenta respectivamente). A efectos de representación, las semivarianzas de cada unidad de distancia han sido relativizadas en función de la varianza de la muestra.

En sardina, es difícil observar estructuración espacial en las categorías más altas. Ello es en parte debido al bajo número de muestras positivas, pero, también, a la escasa relación que existe entre ellas. En la campaña de 1993, única en la que se puede construir un variograma para todas las categorías, se puede apreciar claramente que el alcance de correlación espacial disminuye con el incremento de los valores hasta hacerse prácticamente inexistente.



		Año			
		1992	1993	1995	1997
0-10 (m ² /mn ²)	E. pepita	0.1	0	0	0
	Alcance 1 (mn)	5.5	4	3	n.d.
	Alcance 2(mn)	10	30	26	7
10-100 (m ² /mn ²)	E. pepita	1	0.4	1	0.4
	Alcance 1 (mn)	n.d.	4	n.d.	1
	Alcance 2(mn)	n.d.	8	n.d.	6
100-500 (m ² /mn ²)	E. pepita	0	0.1	1	1
	Alcance 1 (mn)	3	1	n.d.	n.d.
	Alcance 2(mn)	n.d.	3	n.d.	n.d.
>500 (m ² /mn ²)	E. pepita	1	1	1	1
	Alcance 1 (mn)	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
	Alcance 2(mn)	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.

Tabla 6.11.: Principales datos del análisis de la estructura espacial de la distribución de los valores de ecointegración asignados a sardina en las campañas de 1992, 93, 95 y 97, para cada categoría de valores (efecto petita, alcance -millas náuticas- del primer modelo, si lo hubiere; y alcance -en millas náuticas- del segundo modelo; n.d. denota falta de estructura espacial).

En el conjunto de la distribución de los valores de integración, los más altos son los responsables de la estructura espacial a distancias menores (primer modelo esférico del variograma teórico) mientras que la correlación espacial a mayores distancias (segundo modelo esférico del variograma) es debida a la covarianza de los valores de integración más bajos. Este resultado es coincidente con el observado por Barange et al. (2005) para la sardina de Suráfrica.



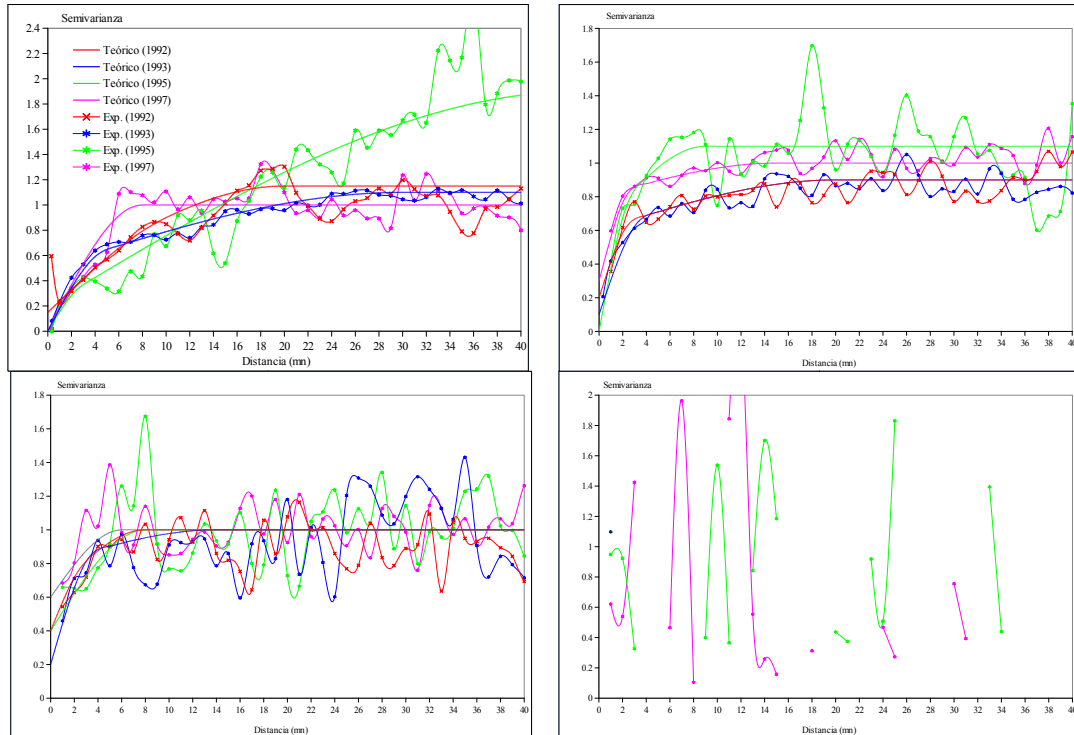


Figura 6.12.: Variogramas experimentales así como el modelo de ajuste teórico de la distribución de valores de ecoinTEGRACIÓN por categorías (a) 0-10; b) 10-100; c) 100-500; d) $>500\text{m}^2\text{mn}^{-2}$) asignados a jurel (escala logarítmica) en las campañas de 1992, 1993, 1995 y 1997 (rojo, azul, verde y magenta respectivamente). A efectos de representación, las semivarianzas de cada unidad de distancia han sido relativizadas en función de la varianza de la muestra.

En jurel se ha observado correlación espacial en todas las categorías salvo en la última ($>500\text{m}^2\text{mn}^{-2}$) y, de nuevo, el alcance de la misma disminuye de forma creciente para las categorías de valores más altos. Cabe destacar, sin embargo, la estructura espacial observada en el año 1995, en la que, para la categoría de $0-10\text{m}^2\text{mn}^{-2}$, el alcance de la correlación espacial es significativamente mayor, incrementándose la semivarianza a distancias crecientes, lo que denota cierta deriva en los valores.

Efectivamente, dentro de esta categoría, hay una tendencia oeste-este, con valores en promedio superiores conforme se avanza hacia el fondo del Golfo de Vizcaya y también hacia las Rías Baixas, situación que no se aprecia en otro año. Por otra parte la influencia de la estructura espacial de cada categoría de datos en la distribución global es muy variable.



Tabla 6.12.: Principales datos del análisis de la estructura espacial de la distribución de los valores de eointegración asignados a jurel en las campañas de 1992, 93, 95 y 97, para cada categoría de valores (efecto petita, alcance -millas náuticas- del primer modelo, si lo hubiere; y alcance -en millas náuticas- del segundo modelo; n.d. denota falta de estructura espacial).

		Año			
		1992	1993	1995	1997
0-10 (m^2/mn^2)	E. pepita	0.2	0	0	0
	Alcance 1 (mn)	10	5	3	n.d.
	Alcance 2(mn)	20	30	45	8
10-100 (m^2/mn^2)	E. pepita	0,2	0,1	0	0,4
	Alcance 1 (mn)	3	4	3	3
	Alcance 2(mn)	20	20	9	15
100-500 (m^2/mn^2)	E. pepita	0,4	0,2	0,4	0,6
	Alcance 1 (mn)	3	4	n.d.	n.d.
	Alcance 2(mn)	8	14	8	6
>500 (m^2/mn^2)	E. pepita	1	1	1	0,5
	Alcance 1 (mn)	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
	Alcance 2(mn)	n.d.	n.d.	n.d.	3

Mientras que en el año 1992, el alcance máximo de la correlación espacial del conjunto de datos está muy determinado por la estructura espacial que mostraron los valores más altos (categoría 100-500 m^2mn^{-2}), en el año 1993 todo parece indicar que la mayor influencia proviene de la categoría más baja (0-10 m^2mn^{-2}).



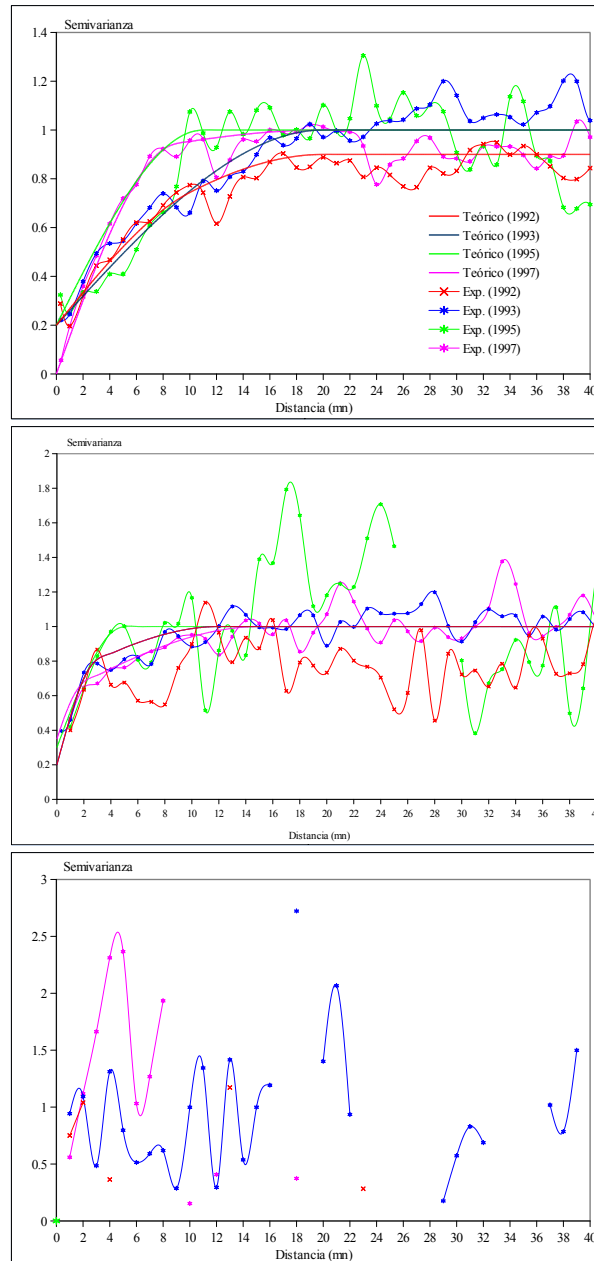


Figura 6.13.: Variogramas experimentales así como el modelo de ajuste teórico de la distribución de valores de ecointegración por categorías (a) 0-10; b) 10-100; c) 100-500) asignados a caballa (escala logarítmica) en las campañas de 1992, 1993, 1995 y 1997 (rojo, azul, verde y magenta respectivamente). A efectos de representación, las semivarianzas de cada unidad de distancia han sido relativizadas en función de la varianza de la muestra.



Para la caballa destaca la relativa estabilidad en la estructuración espacial, tanto para el global de los datos como para las diferentes categorías.

Tanto para la primera categoría ($0-10 \text{ m}^2\text{mn}^{-2}$), como para la segunda ($10-100 \text{ m}^2\text{mn}^{-2}$) los modelos teóricos de variograma resultaron ser muy similares, divergiendo, no obstante, un poco más los ajustes correspondientes al año 1995.

Tabla 6.13.: Principales datos del análisis de la estructura espacial de la distribución de los valores de ecointegración asignados a caballa en las campañas de 1992, 93, 95 y 97, para cada categoría de valores (efecto petita, alcance -millas náuticas- del primer modelo, si lo hubiere; y alcance -en millas náuticas- del segundo modelo; n.d. denota falta de estructura espacial).

		Año			
		1992	1993	1995	1997
0-10 (m^2/mn^2)	E. pepita	0,2	0,2	0,2	0
	Alcance 1 (mn)	10	5	n.d.	9
	Alcance 2(mn)	20	20	11	20
10-100 (m^2/mn^2)	E. pepita	0,2	0,2	0,3	0,35
	Alcance 1 (mn)	3	3	n.d.	2
	Alcance 2(mn)	12	12	5	15
100-500 (m^2/mn^2)	E. pepita	1	1	1	1
	Alcance 1 (mn)	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
	Alcance 2(mn)	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
>500 (m^2/mn^2)	E. pepita	1	1	1	1
	Alcance 1 (mn)	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
	Alcance 2(mn)	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.

En este caso esta diferencia podría estar más condicionada a una menor e incompleta cobertura del área de distribución que a un cambio real de la correlación espacial.



En el caso del lirio se observa un fenómeno similar al del jurel para la categoría 0-10 m^2mn^{-2} . En este caso la deriva, menos patente que en la del jurel es debido a una mayor concentración de los valores más altos de esta categoría en la fachada atlántica (Galicia Sur).

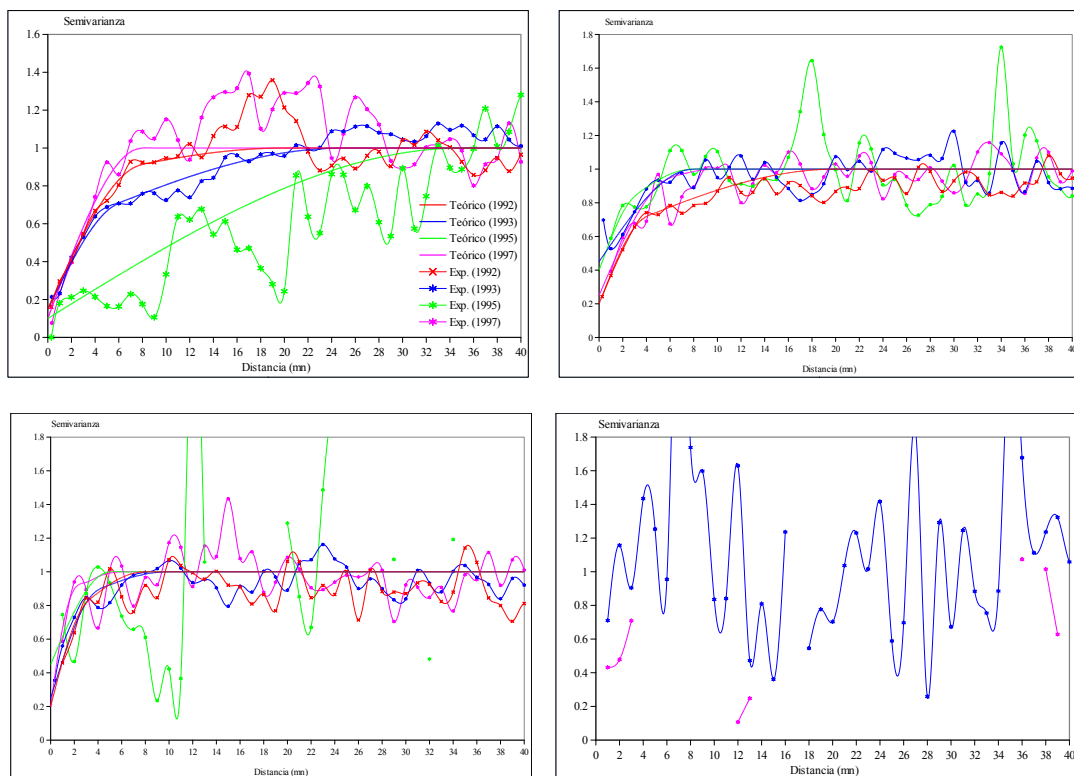


Figura 6.14.: Variogramas experimentales así como el modelo de ajuste teórico de la distribución de valores de eointegración por categorías (a) 0-10; b) 10-100; c) 100-500; d) $>500m^2mn^2$) asignados a lirio (escala logarítmica) en las campañas de 1992, 1993, 1995 y 1997 (rojo, azul, verde y magenta respectivamente). A efectos de representación, las semivarianzas de cada unidad de distancia han sido relativizadas en función de la varianza de la muestra.

Al igual de lo reflejado en los variogramas empíricos de las otras especies, las zonas de alta concentración tienen una correlación menor, que, en algunos casos apenas superan las 5 millas náuticas e incluso esta estructuración espacial tiende a perderse cuando las concentraciones superan cierto umbral.



Tabla 6.14.: Principales datos del análisis de la estructura espacial de la distribución de los valores de ecointegración asignados a lirio en las campañas de 1992, 93, 95 y 97, para cada categoría de valores (efecto petita, alcance -millas náuticas- del primer modelo, si lo hubiere; y alcance -en millas náuticas- del segundo modelo; n.d. denota falta de estructura espacial).

		Año			
		1992	1993	1995	1997
0-10 (m ² /mn ²)	E. pepita	0,15	0,15	0,1	0,1
	Alcance 1 (mn)	8	6	12	n.d.
	Alcance 2(mn)	20	25	35	9
10-100 (m ² /mn ²)	E. pepita	0,2	0,45	0,4	0,25
	Alcance 1 (mn)	4	n.d.	3	6
	Alcance 2(mn)	20	8	8	10
100-500 (m ² /mn ²)	E. pepita	0,2	0,25	0,45	0,2
	Alcance 1 (mn)	3	4	n.d.	2
	Alcance 2(mn)	8	10	5	6
>500 (m ² /mn ²)	E. pepita	1	1	1	1
	Alcance 1 (mn)	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
	Alcance 2(mn)	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.

6.4. DISCUSIÓN

El presente estudio evidenció una distribución espacial contagiosa de las especies, tanto en su agregación más evidente, los cardúmenes, como en la energía retrodifundida asignada a cada especie.

En el análisis en una dimensión, hecho mediante proceso puntual caracterizando la distancia al próximo cardumen, muestra una fuerte covarianza espacial, con un alcance entre 1 y 2 millas náuticas que se corresponde con el tamaño medio de los clúster y que también se puede derivar a través de las diferencias existentes entre un proceso aleatorio, definido por una distribución de Poisson, y un proceso agregativo, que se puede definir mediante una distribución Weibull.

Los umbrales escogidos mediante multicriterio variaron entre los 2.1 y los 3,9 km. Petitgas (2003) en su análisis para los cardúmenes en aguas francesas del Golfo



de Vizcaya en los años 1992-94 y 1997, fijó los umbrales entre 2 y 4,45 km, muy semejantes a los que se han elegido en este estudio; de igual manera, el número medio de cardúmenes por km dentro de los clúster ha sido semejante (entre 1,8 y 5,7 cardúmenes por km en el caso francés y entre 2,7 y 6,5 cardúmenes por km en el presente estudio). En ambos casos, el estudio es multiespecífico. Sin embargo, similares resultados han sido obtenidos en estudios realizados en hábitats ampliamente dominados por una única especie (Haugland y Misund, 2004). Así, en aguas de Namibia, dominadas por clupeidos (sardina, anchoa y arenque del sur), aguas de Angola, dominadas por sardinela, y en aguas de Noruega, dominadas por arenque, calcularon una distancia entre cardúmenes inferior a 450 m en al menos el 85% de los casos. Esta distancia es semejante a la encontrada en este trabajo en el que la distancia media varió entre los 153 m observados en 1996 y los 373 del año 1992. Por otra parte la longitud media de los clúster calculados en este trabajo con respecto a la calculada en aguas francesas ha sido bastante diferente, siendo claramente más extensos en el caso francés (entre 6,5 y 10 km) que la inferida en el presente estudio (entre 2,3 y 5,2 km). Habida cuenta de estos resultados, las pautas de distribución espacial de los peces tienden a ser constantes en cuanto a distancias entre cardúmenes dentro del clúster y la distancia entre clúster, variando el tamaño medio de los clúster antes que las distancias. Junto con este incremento de los tamaños de los clúster, es posible que los aumentos de biomasa se traduzcan más en un aumento del tamaño de los cardúmenes tal como sugieren Petitgas et al. (2001) y que detectaron también Barange et al. (2005) para la sardina de Suráfrica.

A la vista de estos resultados se puede afirmar que las especies pelágicas tienden a realizar una ocupación del hábitat formando cardúmenes de día que muestran un alto grado de agregación, como demuestra la existencia de correlación espacial, pero que tienden a guardar la distancia entre los grupos de cardúmenes o clúster e incluso dentro de estos grupos. Los aumentos de biomasa se traducen en mayor medida en un aumento del tamaño de los cardúmenes e incluso del tamaño de los clúster, permaneciendo más constantes las distancias. En consecuencia, no es esperable una relación directa entre biomasa y número de cardúmenes, pero sí una alta correlación entre el número de cardúmenes y el número de clústers.

Teniendo en cuenta estos resultados globales, es probable que los factores ambientales jueguen un papel muy importante en la ocurrencia y distribución de los cardúmenes. Además de la relación que se ha encontrado entre la formación de cardúmenes y el ritmo circadiano y la profundidad, visto en el anterior capítulo del presente estudio, factores ambientales como fuertes temporales o formación de



frentes halinos, entre otros, pueden condicionar la distribución espacial e incluso la ocurrencia de los cardúmenes (Swartzman et al., 1994). En este sentido conviene destacar una desestructuración total que se observó en la campaña del año 1999, luego de una lluvia intensa a la altura de Santander que provocó un aumento repentino y brusco de las descargas de los ríos, en la que se observó una única capa pelágica a lo largo del frente halino originado por este del caudal de los ríos.

Por otra parte, determinar qué mecanismos ambientales determinan la presencia/ausencia y distribución de los cardúmenes no es tan evidente. Así, la falta de cardúmenes observada en el año 1997, no podría ser explicada por las condiciones oceanográficas derivadas de la intensidad de la corriente de Navidad (Pingree y Le Cann, 1990; Álvarez-Salgado et al., 2003). Efectivamente, ese año, al igual que en 1992, se caracterizó por una débil corriente de Navidad, lo que sin duda podría favorecer mecanismos de retención (de Castro et al., 2011); frente a estos años, durante el año 1996 así como en 1998 la corriente de Navidad fue muy intensa, lo que se ha traducido en ecogramas prácticamente limpios de pequeñas partículas (i.e. $s_v < -60$ dB), asimilables a plancton por su bajo eco. Sin embargo, aunque la intensidad de la corriente de Navidad ha sido muy baja o nula en los años 1992 y 1997 y también reducida en 1994 y 1995, durante 1997 la Nueva Producción (NP), estimada a partir de los índices de afloramiento ha sido la más baja de la serie histórica 1982-1999 (Álvarez-Salgado et al., 2002), lo que sin duda podría haber contribuido a esa ausencia. Al igual que lo que reflejó el análisis en una dimensión, la geostatística ha puesto también de manifiesto la existencia de estructuración espacial, tanto en la ocurrencia de los cardúmenes como en la propia distribución de la abundancia de las especies. Sin embargo, la relación entre las estructuras derivadas del proceso puntual y las del análisis geostatístico no es constante a lo largo de la serie histórica e, incluso no resulta evidente. Ello es debido a que en el análisis en dos dimensiones, necesario para calcular el variograma, fue realizado contabilizando el número de cardúmenes por milla, por lo que las estructuras inferiores a una milla no se visualizan en el variograma mientras que en el proceso puntual son determinantes a la hora de estimar tanto el umbral de distancia como el tamaño medio del clúster. Similar hecho se manifestó en el análisis de los datos de las campañas francesas en el Golfo de Vizcaya (Petitgas, 2003).

Por otra parte el variograma, además de revelar la correlación espacial, contribuye también a inferir el tipo de distribución que poseen las especies en el área prospectada. Mello y Rose (2005) realizaron una serie de simulaciones sobre distribuciones espaciales, derivando los correspondientes variogramas. Los campos de distribu-



ción generados de forma aleatoria originan variogramas empíricos que se ajustan únicamente a efecto pepita, mientras que aquellos cuya distribución está desplazada hacia una zona distal del campo, se ajustan a esféricos con efecto pepita relativamente bajo y un alcance muy grande. De igual manera, los campos con áreas de mayor abundancia distribuidas fuera de los extremos del mismo se pueden ajustar a esféricos, con un efecto pepita mayor y un alcance inferior al anterior. Por el contrario, los campos generados con una única área de mayor abundancia, fuera de los extremos del mismo, dan lugar a variogramas con un efecto pepita muy importante y un alcance muy corto, asimilable casi a un efecto pepita puro. Finalmente el campo generado con áreas de mayor abundancia, pero con valores semejantes entre sí puede ser representado por un variograma con apenas efecto pepita y un alcance inferior al esperable para el caso de un campo con la distribución desplazada hacia un extremo del mismo.

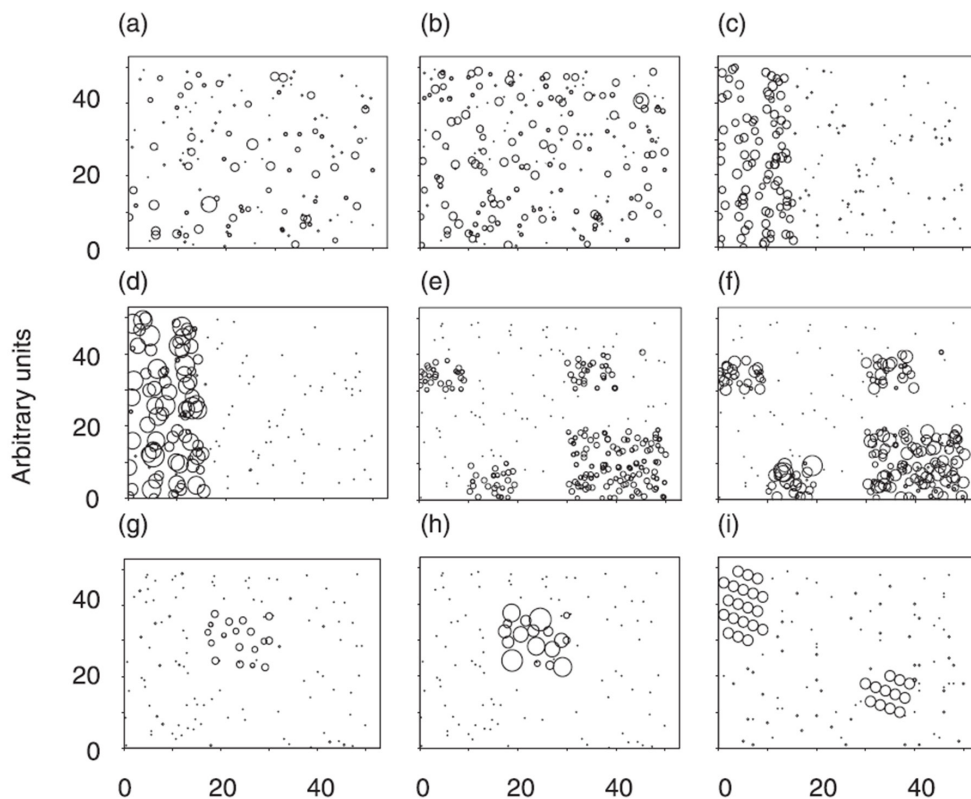


Figura 6.15a.: Patrones de distribución espacial generados por Mello y Rose (2005). Unidades de distancia arbitrarias. Los casos a y b corresponden a procesos de distribución aleatorios y los siguientes a contagiosos.



Conforme a este esquema, la distribución de la sardina, con un efecto pepita muy importante, salvo para los datos del año 1993, podría ajustarse a un modelo de distribución muy concentrada y localizada en una zona concreta del área de muestreo, fuera de los bordes del mismo. Siendo una especie costera, sería esperable un efecto de borde pero que no parece evidente, por la estructura del variograma. Porteiro y Carrera (1996), ajustando variogramas a la distribución real de sardina en las campañas de 1991 a 1993, determinan alcances que varían entre las 3 y las 6 millas náuticas, en función de la zona geográfica. Estos variogramas reflejan claramente los tamaños de los clúster inferidos en este trabajo. En el presente trabajo, realizado sobre el total de la distribución de sardina (i.e. sin separación geográfica), estas estructuras quedan reflejadas en el alcance del primer modelo y, hasta cierto punto, suavizadas las diferencias entre el alcance de la correlación espacial entre zonas geográficas. Tal como demostraron Giannoulaki et al., (2006) en aguas de Grecia, la topografía puede tener un efecto muy importante en la distribución de las especies costeras, esperándose un menor alcance de la correlación espacial en aquellas zonas estuáricas (i.e. rías). En estos casos, el alcance apenas llega a las 3-4 millas, en consonancia con los resultados detallados en Porteiro y Carrera (1996) y en el alcance del primer modelo del variograma del presente trabajo. Sin embargo, lo que más sobresale del trabajo llevado a cabo en aguas de Grecia es la alta variabilidad inter-anual en el alcance de la correlación espacial calculada para el mismo área, superior a las 17 millas náuticas y semejante a las diferencias encontradas en el presente trabajo. En consecuencia, la topografía puede limitar el alcance de la correlación espacial pero no es el factor más determinante de la misma.

En otras áreas con clupeidos pero distribuidos en aguas abiertas, el alcance de la correlación espacial presenta también una amplia variabilidad inter-anual, de más de 30 millas náuticas para la sardina surafricana y un poco inferior (21 millas náuticas) para la anchoa (Barange y Hampton, 1997). Sin embargo, en una posterior revisión de este trabajo en Barange et al. (2005), analizando la correlación espacial en función de los valores de integración agrupados en categorías, observaron que para valores de integración bajos, el alcance de la autocorrelación espacial era superior (entorno a las 30 millas náuticas) que la observada entre valores altos de integración (entorno a las 9 millas) y que los incrementos de biomasa en sardina, más que traducirse en un aumento del área de distribución se manifiesta en cardúmenes más densos, justo al contrario de lo observado para la anchoa, que tiende a aumentar su área de distribución. En este caso el carácter omnívoro de la sardina, junto con la posibilidad de ingesta tanto por filtración (sin selección) o particulado por deglución le confiere un abanico más amplio tanto en calidad como en ta-



maños de alimento en comparación con la anchoa, cuyo único sistema de ingesta es por deglución (Blaxter y Hunter, 1982). Estas observaciones concuerdan con lo observado en las campañas españolas para la sardina analizadas en este capítulo, donde un porcentaje bajo de muestras tienen una alta contribución en la biomasa total (el 10% de los datos positivos contribuyen entre el 75% al 99% de la biomasa total). Esta relación inversa entre abundancia y alcance de la correlación espacial es extensible a jurel, caballa y lirio, por lo que podemos afirmar que podría ser una pauta común del patrón de agregación de las especies.

En el caso del jurel, caballa y lirio la tipología del variograma obedece más a una distribución más sesgada hacia el borde del área de muestreo, lo que coincide con su distribución real próxima al talud. El efecto pepita es muy bajo, semejante a los resultados obtenidos por Walline (2007) para el colín de Alaska. Al igual que lo observado en sardina, la estructura espacial, determinada por el variograma, se ajusta a un modelo anidado con un primer alcance entre 5 y 8 millas y el segundo entre las 18 y las 30 millas. El primer modelo recoge aproximadamente el 20-30% de la varianza en promedio y, de nuevo, parece estar más relacionado con el alcance de los cluster entre sí que entre puntos de alta concentración (high-density spots) Barange y Hampton (1997); Barange et al., (2005); Walline (2007); Woillez (2009), mientras que el segundo modelo está más relacionado con la correlación existente entre los puntos de muestreo con menor densidad y que presentan una mayor y clara estructuración espacial (Coetzee et al., 2001). El alcance de la correlación espacial es similar al descrito para otras especies semejantes.

6.6.1 Implicaciones metodológicas para las campañas de acústica

Tal como se ha comentado anteriormente y destacan Petitgas et al. (2001), existen evidencias que relacionan un aumento de biomasa con la ocurrencia de cardúmenes más grandes y densos, lo que ayuda a entender la escasa relación entre el número total de cardúmenes y el tamaño de la población. Ello hace que para aquellas especies con una alta tendencia a la formación de cardúmenes, como la sardina o la anchoa, resulte difícil, cuando no un ejercicio vano, predefinir un área de distribución y una estrategia de muestreo que maximice la precisión de la estimación de la abundancia. Es decir, incluso con información previa sobre la abundancia, el área y patrón de distribución es, a priori, difícilmente acotable.



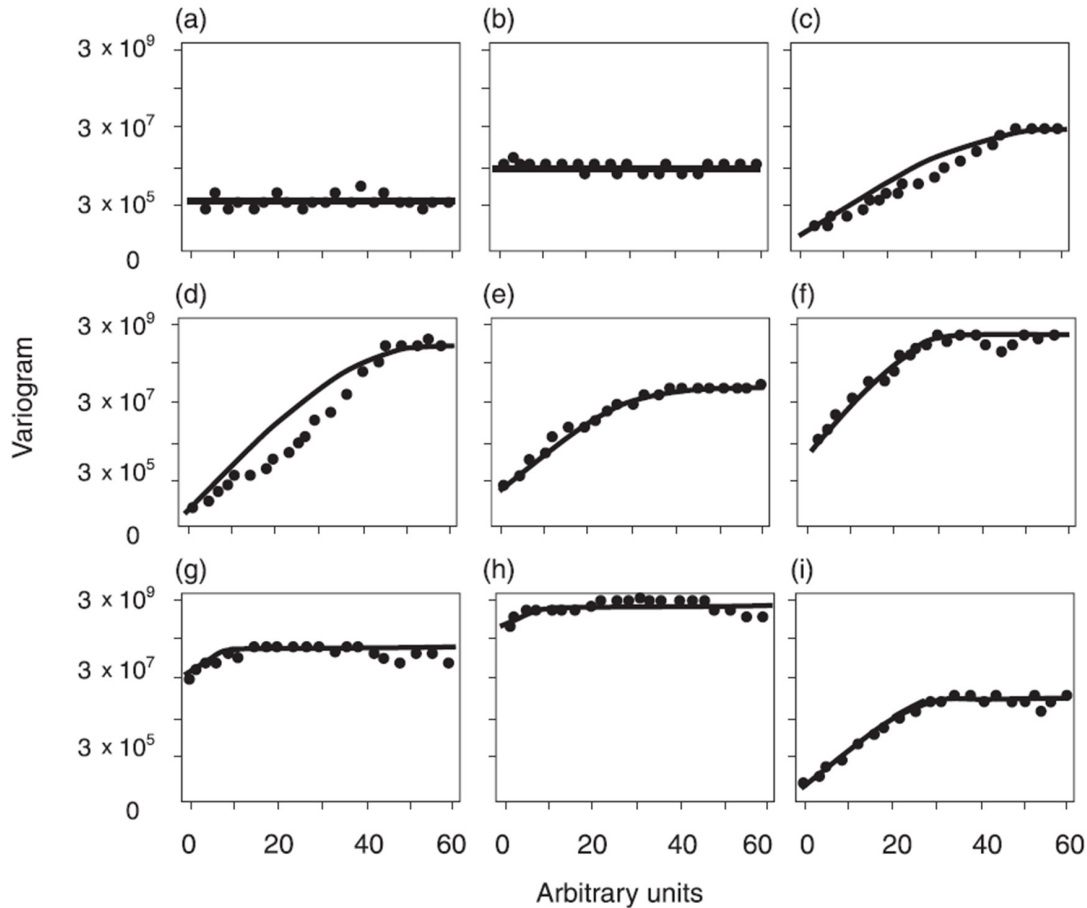


Figura 6.15b.: Variogramas empíricos (círculos) y teóricos (línea) generados con los anteriores datos.

La ocurrencia de grandes cardúmenes podría ser un hecho estadístico de baja o muy baja probabilidad de la que se desconoce su distribución, que posiblemente sea aleatoria. Es decir, aunque existe correlación espacial y se ha comprobado que la ocupación espacial se realiza en clúster, los grandes cardúmenes parecen no seguir ninguna pauta de distribución dentro de esos clúster. Sólo se manifestarían de forma evidente cuando la biomasa de la población es alta y el número de cardúmenes también. Sin embargo es un hecho con una trascendencia importante en el resultado de una campaña y con una alta incidencia en la precisión. Por ejemplo, en la campaña de 1995, dos únicos cardúmenes de sardina (apenas un 2,5% de los cardúmenes de sardina), en distintos clúster, concentraron más del 50% de la energía total atribuida a esa especie. Marchal y Petitgas (1993), analizando los resultados de



tres campañas en el golfo de Cariaco (Venezuela) no encontraron relación entre la presencia de un gran cardumen y la biomasa contenida en los cardúmenes vecinos e, incluso, su ocurrencia parece ser aleatoria en el espacio, lo que dificulta su manejo, siendo semejante a lo detectado por Barange et al. (2005).

Por otra parte, la falta de relación entre biomasa y la densidad y número de cardúmenes y consecuentemente con el patrón de distribución, además de poder estar condicionado por factores ambientales, podría estar también relacionada con el comportamiento de los peces pelágicos. Tal como establecieron Nøttestad et al. (1996) para el arenque en época de puesta, la distribución espacial y características de los cardúmenes de esta especie varía en función del estado fisiológico, observándose un comportamiento diferencial antes de la puesta, durante la puesta y en la post-puesta que afecta a las pautas de agregación. Establecer estas pautas de comportamiento en las especies analizadas en el presente estudio es más difícil ya que, a diferencia del arenque, la caballa, el jurel, el lirio y la sardina son ponedores parciales con una amplia época de puesta (Blaxter y Hunter, 1982; Bailey, 1982; Lockwood, 1988; ICES 2001), por lo que podrían coexistir en el espacio y en el tiempo todas las tipologías y pautas de distribución espacial posibles asociadas al comportamiento durante el período reproductivo, aunque es probable que existan y afecten a la disponibilidad y accesibilidad de las especies.

A nivel de cálculo de la varianza (y de la precisión) basada en técnicas geostatística, se han utilizado diferentes aproximaciones para mejorar la precisión. Maravelias et al. (1995) utilizaron un estimador robusto del variograma, que permite obtener estimaciones de la correlación espacial con una menor influencia de los valores extremos. Por otra parte, Simard et al. (1993) optan por truncar la distribución, excluyendo del análisis los valores considerados aberrantes. Otra alternativa, usada por Gimona y Fernandes (2003), es generar un número de realizaciones, basadas en los datos obtenidos en campaña, que reflejen la estructura espacial (correlación espacial) observada así como la abundancia esperada, inferida mediante kriging, derivando la varianza de esas simulaciones; sin embargo, esta estimación podría estar sesgada por el tipo de transformación usada para minorar el efecto de los valores aberrantes. Esta metodología ha sido mejorada en Woillez et al. (2009), incluyendo las estimaciones de abundancia por edad.

Todos estos trabajos aportan estimaciones basadas en modelos. Simmonds y Fryer (1996) avanzan más en esta línea y, mediante simulaciones basadas en datos reales sobre la distribución de arenque, concluyen que la mejor estrategia de muestreo es



aquella basada en un muestreo sistemático con inicio aleatorio siempre y cuando el principal objetivo de la campaña sea obtener una estimación de la media precisa; si el principal objetivo fuese mejorar la estimación del error de la varianza, la mejor estrategia de muestreo consistiría en un muestreo aleatorio estratificado consistente en 20 estratos y con dos radiales por estrato. Sin embargo las pérdidas de precisión en la estimación del error de la varianza son muy inferiores a la variación que existe en la estimación de la precisión de la media, por lo que el muestreo sistemático es una opción aconsejable. Para ello la intensidad de muestreo debe ser siempre superior que el alcance de la correlación espacial.

El análisis de la correlación espacial realizado tanto sobre cardúmenes o valores de integración asignados a cada especie ha revelado que el alcance de la autocorrelación es muy variable, algo esperable habida cuenta la variabilidad encontrada en la distribución espacial. Sin embargo, la serie histórica analizada aporta un rango de variabilidad interesante. Puesto que la campaña no se dirige a una única especie, la intensidad de muestreo debería ser por lo menos superior a la correlación espacial mínima observada en la especie que en general tenga un menor alcance de la correlación espacial. Para las aguas del norte de España la distancia entre transectos debería ser fijada en función de la sardina, siendo la distancia ideal de 8-9 millas. Con esta distancia inter-transecto se optimizaría el muestreo para obtener una estima de la media con una precisión razonable para todas las especies. Sin embargo, conviene tener en cuenta que para todas las especies, hay un alcance de la correlación espacial, probablemente relacionado con el tamaño medio de los clúster, que es inferior a esa distancia y que se sitúa entre las 3 y las 6 millas. En casos extremos, coincidentes con años de poca biomasa y número de cardúmenes, esta estrategia de muestreo podría no ser idónea. Es, probablemente, lo que pudo haber ocurrido en la campaña de 1997 en el área de Galicia, única campaña en la que no se ha detectado cardumen alguno en esta zona, por lo que a efectos del muestreo, la estimación de abundancia de sardina ha sido nula. En estos casos, para confirmar la inexistencia de una especie en el área de muestreo, sería necesario escoger una zona para intensificar el muestreo, disponiendo los radiales a distancias inferiores al alcance del primer modelo del variograma o a la distancia del tamaño medio de los clúster.

Ante este patrón de distribución, no son descartables evaluaciones acústicas nulas o, incluso, con una precisión muy baja en las que, incluso, acotar el área de distribución resulte complicado. Este escenario podría ocurrir si la abundancia de una especie es muy baja y ésta se distribuye mayoritariamente en grandes cardúmenes



sin conexión entre sí (i.e. ausencia de correlación espacial). Este hecho, junto con la relativa independencia observada entre la abundancia y el patrón de distribución espacial obliga a que los esfuerzos encaminados a incrementar la precisión de las estimaciones tanto de abundancia como del área de distribución pasen por el uso de variables auxiliares y el uso de modelos más que en una mejora del diseño de muestreo. Es decir, en el balance entre las estimaciones basadas en el diseño y las estimaciones basadas en modelo, es preciso adoptar un diseño sistemático con una distancia entre radiales que recoja la mayoría de la variabilidad observada en los alcances de la correlación espacial (especialmente la observada entre las manchas de mayor densidad) y que permita implementar modelos con variables auxiliares que mejoren el conocimiento sobre las interacciones especies/hábitat potencial de distribución, la propia distribución de las mismas y, finalmente la precisión en la estimación de su abundancia y distribución.



7

ESTUDIO DE LA DINÁMICA DE LA BACALADILLA EN EL GOLFO DE VIZCAYA MEDIANTE CAMPAÑAS ACÚSTICAS



*In memoriam
Ao meu colega e amigo Manolo Meixide.
Polos moitos anos que adicou á nobre tarefa
de investigar a dinámica desta especie
e a departir cos colegas cuestións
quer vitais, quer intrascendentais.*

7.1. INTRODUCCIÓN

Según Partridge (1978) el hábitat de los animales está definido por una asociación compleja de factores bióticos y abióticos. El hábitat más propicio es aquel en el cual una especie puede desarrollar su vida en un ambiente donde la probabilidad de supervivencia y tener descendencia es más alta (Fitzgerald y Wootton, 1986). En muchas especies de peces de alto valor económico el hábitat más propicio varía a lo largo de su vida e, incluso, de forma estacional ligado a movimientos relacionados con la reproducción o la alimentación (Huntingford, 1986, Harden Jones, 1968; McCleave et al., 1982). El conocimiento de las principales áreas de ocupación y rutas de estas especies migradoras es de especial interés tanto para definir el área de distribución de las poblaciones (unidades de stock) y estimar su abundancia como para implementar medidas de gestión pesquera.

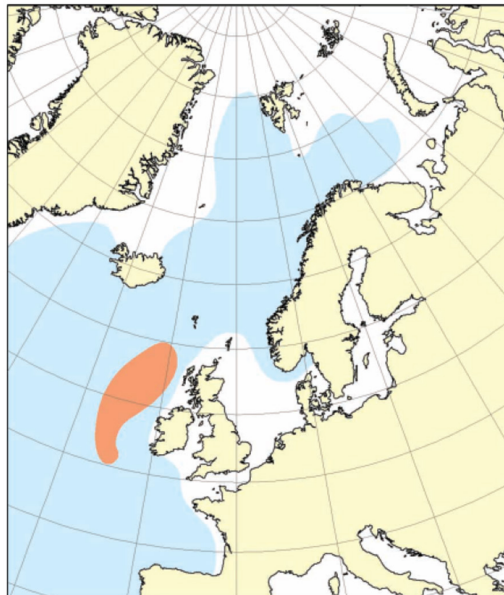


Figura 7.1: Área de distribución (azul) y principal área de puesta (rojo) de la bacaladilla (adaptado de Bailey, 1982 en Payne et al (2012)).



La bacaladilla (*Micromesistius poutassou*, Risso) es una especie que posee una amplia distribución a lo largo del talud tanto en aguas del Atlántico Nordeste como en el Mediterráneo y sobre la que se desarrollan importantes pesquerías (Bailey, 1982). Al contrario que otros gádidos, la bacaladilla no se comporta como una especie típicamente demersal, si no que se distribuye en la columna de agua sin una relación estrecha con el fondo (Zilanov, 1980). Este comportamiento ha propiciado su estudio y evaluación por medio de campañas hidroacústicas desde 1972 (ICES, 1982b). Gracias a estas campañas se ha podido determinar que en el Atlántico Nordeste la bacaladilla realiza amplias migraciones en primavera entre las zonas de puesta, localizadas principalmente al oeste de las islas británicas, y las zonas de alimentación situadas más al norte (Zilanov, 1980, ICES, 1982a, Bailey, 1982b; ICES, 1993a) (Figura 7.1). Bailey (1982) así mismo, concluye que, una vez acabado el período de freza, se verifica un incremento en la proporción de individuos adultos sin actividad sexual en áreas situadas al norte de las islas británicas aunque no parece que hacia el sur exista un movimiento aparente. Se considera que existen como mínimo dos componentes de puesta (norte y sur) con áreas de puesta coincidentes espacial y temporalmente al oeste de las islas británicas (ICES 2014b). Estudios basados en modelos numéricos apoyan dicha separación (Bartsch y Coombs, 1997; Skogen et al., 1999), al igual que el análisis temporal de la abundancia de larvas (Pointin y Payne, 2014), y el crecimiento de las mismas (Brophy y King, 2007) y también a nivel genético, aunque existe poca heterogeneidad en la población, parecen corroborarse (Was et al., 2008). Pero, por otra parte, en el área de Rockall se encontraron diferencias significativas en muestras tomadas en diferentes años, que podrían estar ocasionadas por cambios en la distribución producidos por la variabilidad del giro subpolar del atlántico norte (Hátún et al. 2009). Además, recientes trabajos sobre análisis de tallas de cohortes así como sobre la forma del otolito no evidenciaron diferencias significativas si no, más bien una clina a lo largo del área de distribución. Por ello, dada esta variabilidad en la distribución y los grandes cambios en abundancia observados (Payne et al., 2012), a la regulación por factores oceanográficos de la distribución de la puesta (Hátún et al., 2009) y a la dificultad de asignar correctamente las capturas realizadas en la época de puesta al oeste de las islas, a efectos de gestión pesquera, se considera un único stock a la población distribuida en todo el atlántico nordeste. Además, parece que ambas poblaciones tienen estrategias vitales similares, lo que hace que las disminuciones del stock repercutan en la densidad de población (y en las pesquerías) de todo el atlántico nordeste (ICES, 2014a).

Para determinar la dinámica de las poblaciones de peces asociadas al talud, en especial caballa y bacaladilla, dentro del proyecto europeo SEFOS (acrónimo inglés de



Estudios Oceanográficos del Talud Continental) el Instituto Español de Oceanografía programó dos campañas de prospección acústica en los años 1994 y 1996, cuyo objetivo principal era testar la existencia de una ruta migratoria de post-puesta de la bacaladilla hacia el Golfo de Vizcaya y aguas de la Península Ibérica.

La experiencia del IEO en el estudio de la población de bacaladilla presente en litoral norte español se remonta al año 1991. En efecto, ese año, con la adquisición del nuevo equipo sondaje con econtegrador digital SIMRAD EK-500, la zona de muestreo a profundidades superiores a 200 m se hizo accesible al aumentar el rango dinámico de las ecosondas gracias a la eficiencia de los nuevos transductores de haz partido (split beam), al tratamiento digital de la señal acústica, la relación señal ruido (SNR) muy mejorada y un cálculo más preciso de la Ganancia Cronovariable con el Tiempo (TVG), (Bodholt et al., 1988).

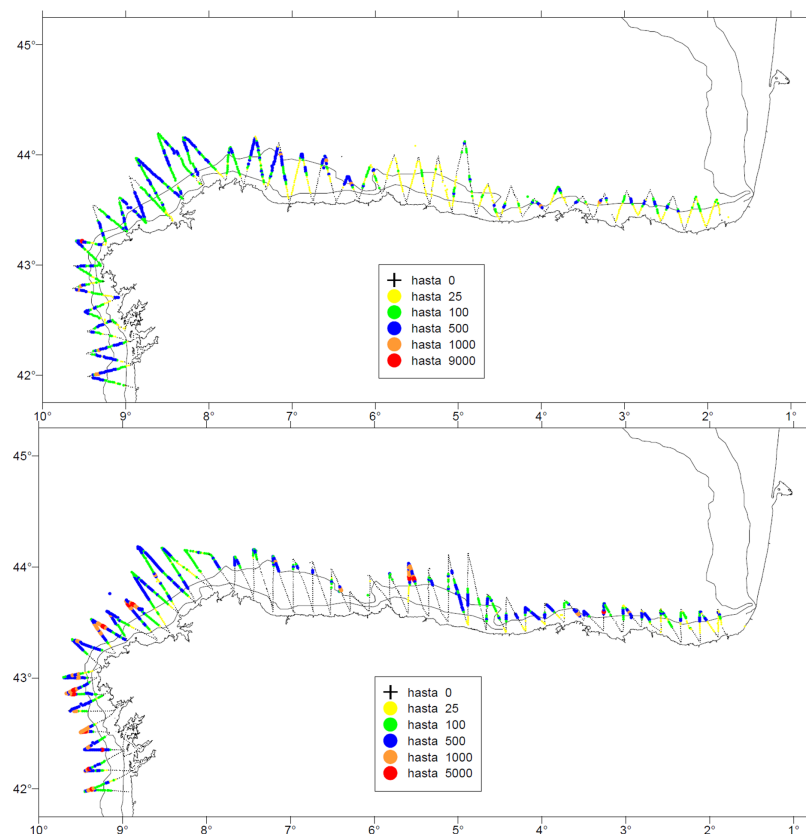


Figura 7.2.: Energía retrodifundida (NASC) atribuida a bacaladilla en las campañas de evaluación cabo en el litoral norte español en los años 1992 (arriba) y 1993 (abajo).



Entre 1991 y 1993 se llevaron a cabo tres campañas en primavera que cubrieron el área de distribución de la bacaladilla mediante un muestreo sistemático con inicio aleatorio sobre un diseño en zig-zag con una distancia entre picos fluctuando entre 10-12 millas y entre las isobatas de 20 y 1000 metros (figura 7.2). Estas campañas previas sirvieron para mejorar las estrategias de muestreo, en especial los muestreos biológicos, con el empleo de un muestrador más eficiente, un arte pelágico de cuatro caras de grandes mallas que garantizaba una apertura vertical de 20-24 metros (Brabant y Nédélec, 1988), así como el diseño de la parrilla a prospectar de las campañas en el Golfo de Vizcaya. Para ello, la distribución de bacaladilla fue estudiada mediante técnicas geostadísticas (Matheron, 1971). Tomando como base la varianza espacial estimada en las campañas de la serie histórica de 1991 a 1993, la pérdida de precisión apenas se resentía si la distancia entre radiales se aumentaba hasta las 20 millas, tanto eliminando radiales de forma sistemática como de forma aleatoria.

En este capítulo de la tesis se revisan los principales conclusiones derivadas de estas campañas, pormenorizadas en Carrera et al. (2001). Además se amplía con el análisis de los patrones de distribución y agregación espacial, para los cuales también se han analizado los resultados de las campañas SEFOS así como los obtenidos en una serie de ejercicios llevados a cabo durante la campaña PELACUS 0315, llevada a cabo en primavera de 2017.

Tabla 7.1.: Características principales de las campañas SEFOS.

Campaña	Cobertura	Fecha	Diseño	No. Transectos	Est. pesca	Est. CTD
SEFOS 0394	Primera (pc)	19/03-14/04	zigzag	34	10	80
	Segunda (sc)	19-25/04	20 mn entre picos	34	9	-
SEFOS 0396	Primera (pc)	21-29/03	Paralelo	22	12	78
	Segunda (sc)	7-13/04	20 mn entre radial	22	9	-



7.2. MATERIAL Y METODOS

Las campañas SEFOS fueron realizadas a bordo del B/O Cornide de Saavedra, cubriendo el talud continental, entre las isobatas de 200 y 1000 metros, del Golfo de Vizcaya comprendido entre el grado 6 de longitud oeste en su extremo sudoeste y el grado 47 de latitud en su extremo noroeste (tabla 7.1, figura 7.3).

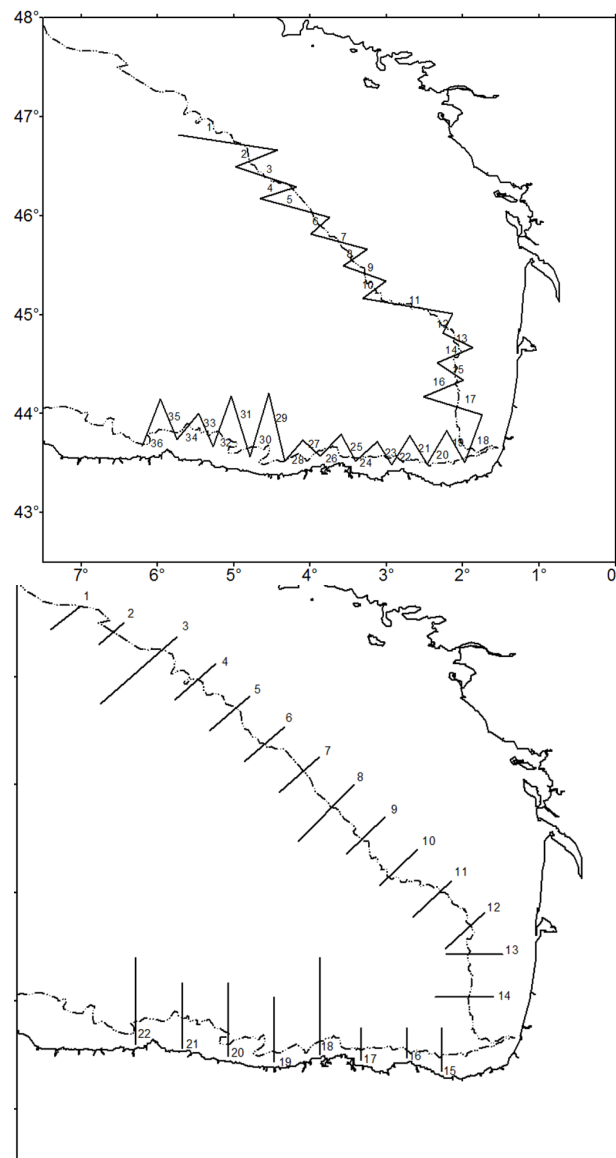


Figura 7.3.: Parrilla de muestreo prospectada en SEFOS94 (arriba) y SEFOS96 (abajo).



En 1994 el área se cubrió mediante un muestreo sistemático con una parrilla en zig-zag y una distancia entre picos de 20 millas, mientras que en 1996 se utilizó una parrilla con radiales paralelos entre sí separados 24 millas, extendiéndose algunos hasta la isobata de los 20 m en la zona española. En ambos casos la dirección principal de los radiales fue normal a la principal dirección de las isobatas. Esta parrilla de muestreo se adaptó a la presencia real de la especie objetivo, de tal manera que si el límite distal de la distribución de bacaladilla no se alcanzara, los radiales podrían prolongarse hasta alcanzarlo. En PELACUS 0315 la plataforma norte española se prospectó mediante radiales paralelos entre sí y separados 8 millas (figura 7.4) cubriendo desde la costa hasta la isobata de 1000 m.

En las campañas SEFOS el equipo acústico consistió en una sonda-ecointegrador Simrad EK-500 con un transductor de 38 kHz con haz partido o split beam y acoplado a un ordenador para controlar las principales características del equipo acústico. El equipo fue calibrado en noviembre de 1993 y antes de la campaña de 1996 siguiendo la metodología descrita en Foote et al. (1987). En PELACUS el equipo acústico consistió en una ecosonda EK60 con GPT's de 18, 38, 70, 120 y 200 kHz que fueron calibrados al inicio de la campaña.

En el caso de las campañas SEFOS el muestreo acústico se llevó a cabo durante las 24 horas del día a una velocidad de 10 nudos. Además, con el objeto de verificar variaciones temporales de la abundancia, se hizo una doble cobertura del área prospectada. En PELACUS0315 el muestreo se circunscribió a las horas diurnas (de 8 a 20h).

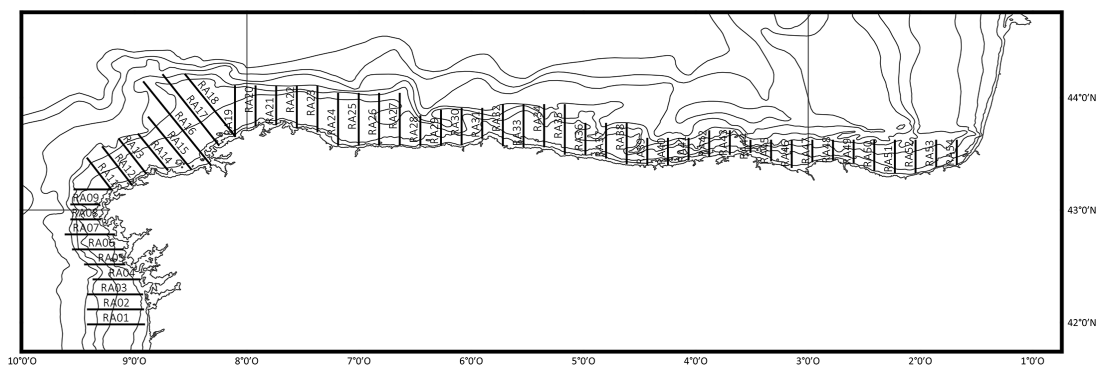


Figura 7.4.: Parrilla de muestreo prospectada en PELACUS0315.



En todas las campañas la unidad de muestreo acústico, ESDU, se fijó en una milla. A cada milla le fue asociada su posición geográfica mediante GPS. El valor de NASC por milla atribuido a peces fue distribuido entre especies mediante el examen de las diferentes ecotrazas en los ecogramas impresos en papel (38 kHz con umbral de -60 dB) en el caso de las campañas SEFOS y mediante el programa de post-procesado Echoview (Myriax) en el caso de PELACUS0317. En ambos casos la asignación a especies fue corroborada mediante pescas (McClatchie et al., 2000).

Los patrones de agregación se estudiaron mediante la combinación de pescas identificativas y el examen de ecogramas. Para ello se han tenido en cuenta aquellas pescas en las que la proporción de bacaladilla fuese superior al 95%, asociando a éstas las ecotrazas próximas a esas estaciones de pesca. La metodología de extracción de cardúmenes está descrita en los capítulos 2 y 3 de la presente tesis, tanto para los ecogramas en papel como los obtenidos de forma digital.

Tres hipótesis fueron formuladas para comprobar la existencia de movimientos desde el área principal de puesta situada en Porcupine: 1) incremento de biomasa de la primera a la segunda cobertura; 2) cambios significativos en la estructura de tallas, con incremento de la proporción de individuos de mayor talla en la segunda cobertura; y 3) además del aumento de la proporción de individuos de mayor talla, un incremento de individuos en estado sexual de reposo (estadio seis, gastado).

Para testar estas hipótesis, el área fue dividida en dos zonas, correspondientes a ambos países (España y Francia). Ambas zonas se diferencian tanto en la topografía como en las principales características oceanográficas. La plataforma francesa se caracteriza por ser mucho más amplia que la española, superior a las 80 millas, con una caída abrupta hacia la llanura abisal a profundidades de 125-140 m. Además, no es esperable que en la zona de talud exista una influencia importante de los frentes halinos, aunque en la zona sur, más estrecha, es posible que se extiendan hasta esa zona los aportes fluviales, bien del Adour o del Garona. Por otra parte, la zona española se caracteriza por poseer la plataforma más estrecha, una menor influencia de las plumas de agua y un grado mayor de dinamismo físico debido a la presencia de cañones.

Los cambios de abundancia, distribución espacial y autocorrelación de la bacaladilla fueron analizados mediante técnicas geostadísticas. El uso de la geostadística (Matheron, 1971) y sus aplicaciones para el estudio de las poblaciones de peces, tanto para estimar mapas de abundancia como para inferir varianzas está bien do-



cumentada en Conan (1985) y Petitgas (1991; 1993) y ha sido recomendada como herramienta para el análisis de los datos de campañas de hidroacústica en ICES (1993b). Para cada zona y cobertura, la varianza espacial (variograma) ha sido calculada y ajustada a un modelo teórico. Dichos modelos fueron utilizados para construir mapas de abundancia mediante kriging utilizando la misma malla y criterios de búsqueda para cada zona, cobertura y año. Para cada zona, y año los resultados de estos modelos fueron comparados mediante el test de Wilcoxon para muestras pareadas. Este análisis fue realizado mediante los software EVA v1.0 (Petitgas y Prampart, 1993), SURFER v7.0, Qgis y Statistica v7.1.

Las muestras biológicas fueron obtenidas mediante pescas pelágicas realizadas para identificar las ecotrazas de bacaladilla y su estructura de edad y condición biológica. De cada estación biológica se escogió una muestra aleatoria de 80 ejemplares. Cada individuo fue pesado, medido, sexado, calculándose también su estado de desarrollo gonadal conforme a una clave macróscopica de seis estados (Abaunza et al., 1995) y, finalmente, se le extrajeron los otolitos para determinación de la edad. De estos 80 ejemplares, 40 fueron datados a bordo. Esta estrategia de muestreo aleatorio fue concebida para conseguir parámetros no sesgados (ICES 1993b), a la vez que permite un análisis rápido y eficaz de la estructura de edad durante la propia campaña. Los cambios tanto en la estructura de tallas como en el grado de desarrollo gonadal fueron analizados mediante el test de Kolmogorov-Smirnov (Zar, 1984).

Finalmente la abundancia total fue estimada en función el valor medio de energía integrada y de la estimación del área de distribución en cada zona y cobertura conforme la metodología desarrollada por Nakken y Dommasnes (1975) y descrita en el siguiente capítulo de esta tesis usando para ello la siguiente relación Fuerza del Blanco (TS)-Talla (Pedersen et al., 2011):

$$TS = 20 \log L - 67.2$$



7.3. Resultados

7.3.1. Dinámica migratoria

En 1994 un total de 811 y 762 millas náuticas fueron prospectadas, respectivamente durante la primera y segunda cobertura, mientras que el año 1996 se recorrieron 640 y 580. En la figura 7.5a-b se representa la energía retrofundida asignada a bacaladilla en cada campaña y fase.

Al igual que en las campañas anteriores, la bacaladilla se encontró asociada al talud continental, alcanzándose en ambas campañas y coberturas el límite externo de la distribución de la especie. Sólo en dos radiales correspondientes a la parte norte prospectada en la segunda fase de la campaña de 1994 mostraron EDSU positivos. El límite interno también parece haber sido alcanzado, situándose cerca del talud. Sin embargo, este límite parece más claro en la campaña de 1996 y, aunque en algún caso se detectó algún banco sobre la plataforma, su densidad era más baja que aquella que se encontró sobre el talud, por lo que se puede asumir que el área prospectada coincide con el área principal de distribución de la bacaladilla.

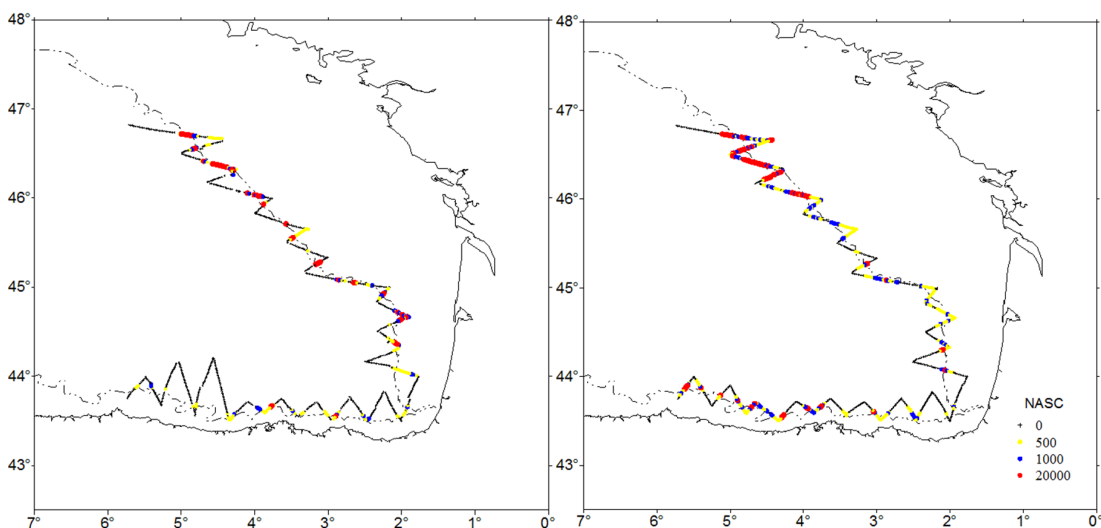


Figura 7.5a.: Energía retrodifundida (NASC) atribuida a bacaladilla en la campaña de 1994 durante la primera (izquierda) y segunda cobertura (derecha).

Los datos de energía atribuidos a bacaladilla muestran distribuciones muy sesgadas y, al igual que lo observado para otras especies, pocos valores contribuyen de forma



significativa tanto en el valor medio como en el de la varianza,. Por ello el análisis geostadístico se llevó a cabo sobre variables transformadas en escala logarítmica. Esta transformación permite determinar con mayor precisión la estructuración espacial de los datos de abundancia de bacaladilla.

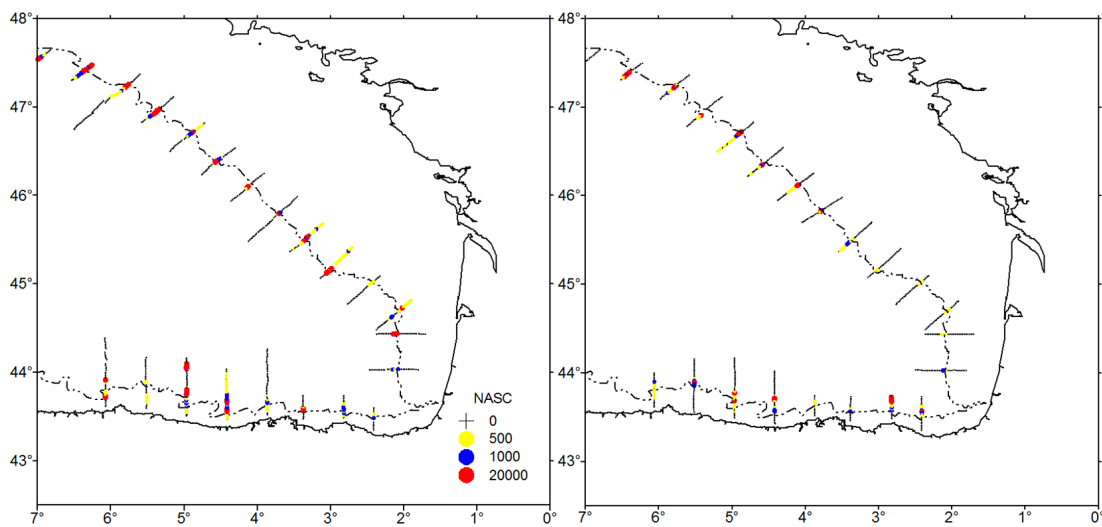


Figura 7.5b.: Energía retrodifundida (NASC) atribuida a bacaladilla en la campaña de 1996 durante la primera (izquierda) y segunda cobertura (derecha).

En la tabla 7.2 se muestran los principales resultados relativos al análisis geostadístico y abundancia. Se encontraron diferencias significativas de abundancia entre cada zona y año, con incrementos de más del 50% en el número de ejemplares. Sin embargo, mientras que en 1994 los incrementos se verifican de la primera a la segunda fase, en 1996 existe una importante disminución de la primera a la segunda fase. En general el incremento en abundancia se debe principalmente a un aumento del área de distribución. En efecto, los valores de densidad media (biomasa por milla de superficie) en estas zonas, han sido bastante estables, sin cambios significativos, siendo éstos inferiores al 30%. Sin embargo, en la segunda cobertura hecha en el año 1996 en la zona francesa, la densidad, al igual que el área ocupada, disminuyeron de forma drástica. Por otra parte, el análisis geostadístico da una estructuración espacial muy débil, siendo puro efecto pepita los variogramas calculados para la primera cobertura de 1994 y segunda de 1996 en la zona española así como la segunda hecha en el área francesa de 1996. Además, las diferencias en el



alcance de la autocorrelación espacial han sido importantes y parecen estar ligadas a la extensión del área de distribución, siendo más amplia la autocorrelación cuanto más amplia es el área de distribución.

Los modelos de variogramas teóricos inferidos de los experimentales fueron utilizados para generar superficies de densidad mediante kriging. Estas superficies fueron calculadas usando la misma parrilla y criterios de búsqueda para cada año y cobertura. Los resultados de la diferencia en valores de energía ecointegrada (s_A) entre la segunda y la primera cobertura se muestran en la figura 7.6.

La doble cobertura realizada en 1994 parece indicar un incremento importante en la zona norte de Francia así como en la parte más interna del Golfo de Vizcaya, equiparable a un flujo desde el norte.

En las coberturas de 1996 estos incrementos no son tan evidentes pero se observa la misma pauta, aunque en este caso, dada la disminución neta de individuos de la primera a la segunda cobertura podría obedecer a desplazamientos de la bacaladilla dentro del área prospectada.

Por otro lado, la estructura de tallas no ha variado de la primera a la segunda cobertura en el año 1994 (figura 7.7, valores de significación del test Kolmogorov-Smirnov, $P_{(K-S)}=0.18$ y $P_{(K-S)}=0.21$ para la zona francesa y española respectivamente) ni tampoco en la zona francesa en 1996, que además ha sido muy semejante ($P_{(K-S)}=0.14$). Tan sólo existen diferencias significativas en la estructura de tallas estimadas en la zona española en la campaña de 1996 ($P_{(K-S)}=0.43$).

En esta campaña las distribuciones de tallas fueron bimodales, con una moda de juveniles con talla media de 15 cm y otra de adultos en torno a los 22 cm, siendo mayor la moda de juveniles en la zona española mientras que en la francesa predominaron los adultos.

En cuanto a los estados de madurez, en la campaña de 1994 los cambios detectados en la actividad sexual han sido significativos ($p>0.001$), pasando la mayoría de los individuos de estados activos (i.e. estados 3, 4, 5) a estado de reposo (estado 6, figura 9). Sin embargo durante la campaña de 1996, aunque las diferencias han sido significativas, una parte importante de la población aún continuaba en estado de post-puesta (estado 5), encontrándose también un número importante de individuos inmaduros.



Tabla 7.2.: Principales resultados obtenidos por cobertura y zona. En el modelo geostadístico se especifica el ajuste a modelo teórico (primera línea, efecto pepita; las siguientes modelos -exp, exponencial; esf, esférico-umbral y alcance en millas náuticas).

Cobertura	Area	No ESDU	Media	Modelo geost.	δ^2	Area	Abundancia (millones)	Biomasa (t)	Talla media (cm)	d.t.	Peso medio (g)	Densidad (No nmi ²)	Densidad (t nmi ²)
1994-FT	Cantábrico	70	334.16	1.52E5	389.61	910.32	149	9723	23.04	2.38	67.10	164	11
	Francia	161	791.08	8E5			836	52025	22.79	1.83	62.20	399	25
	Total	231	652.62	Esf(2.48E5, 24)	1023.40	2097.86	986	61749	22.83	1.91	62.64	328	21
1994-ST	Cantábrico	136	430.63	1E5	384.83	1509.95	338	19991	22.49	1.32	67.67	224	13
	Francia	283	790.41	9E5			1224	80360	23.27	1.43	67.67	383	25
	Total	419	673.63	Exp(4E5, 20)	1306.56	3193.34	1561	100350	23.10	1.41	67.67	332	21
1996-FT	Cantábrico	90	666.78	3E5	906.50	2361.79	1651	33752	17.77	1.66	20.44	699	14
	Francia	148	867.23	7E5			2224	92050	20.35	2.42	41.38	544	23
	Total	238	791.43	Esf(1E6, 8)	1317.49	4089.62	3876	125802	18.40	2.10	32.46	601	19
1996-ST	Cantábrico	62	636.29	1.7E6	1299.15	1492.44	755	22662	18.05	2.34	30.01	506	15
	Francia	103	438.54	1.2E6	609.60	2539.18	748	28195	19.67	2.37	37.71	294	11
	Total	165	512.85			4031.62	1503	50857	18.86	2.35	33.84	373	13

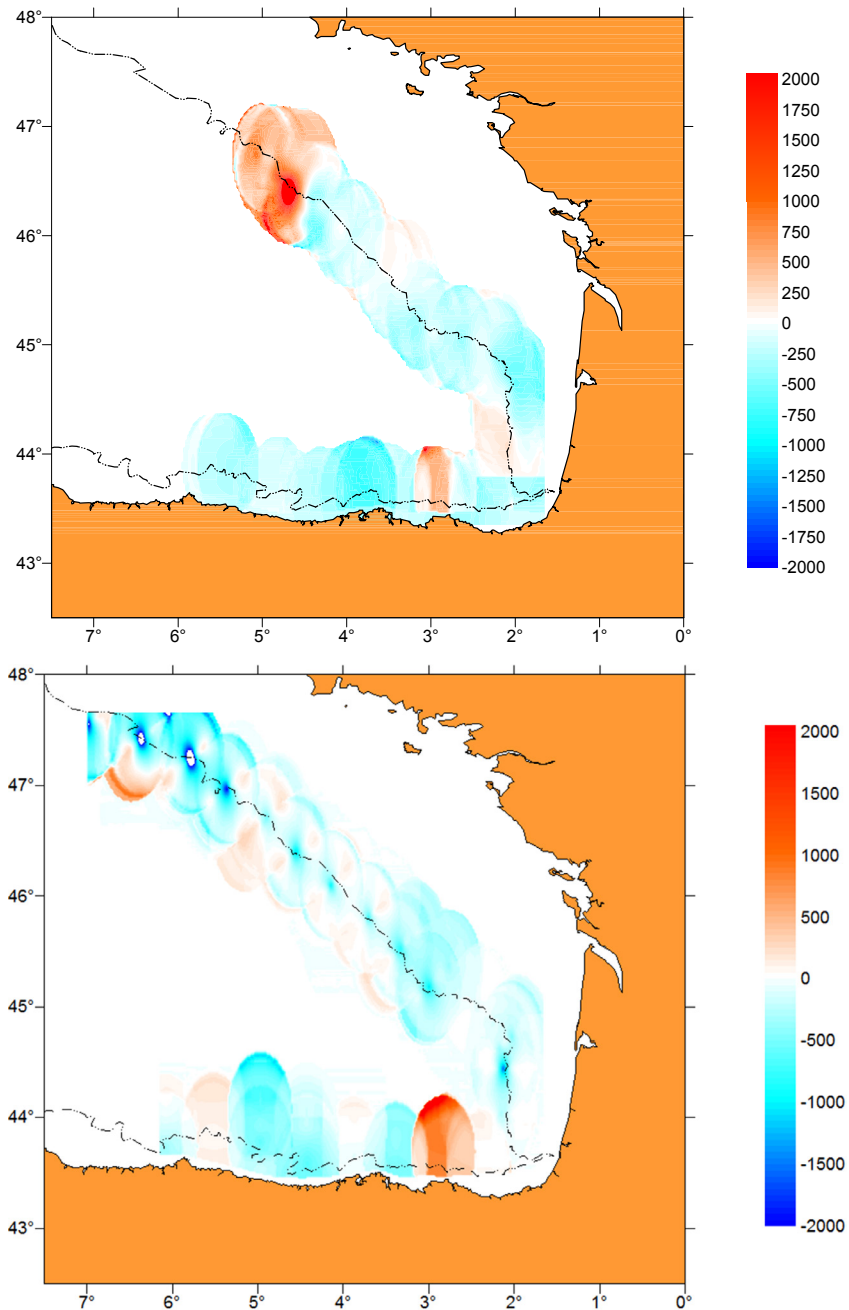


Figura 7.6.: Diferencias en energía ecointegrada ($NASC, s_A$) atribuida a bacaladilla entre la segunda y la primera fase. Los valores positivos (gradación en rojo) muestran incrementos de energía de la primera a la segunda cobertura, mientras que los valores negativos (gradación en azul) muestran disminuciones de la segunda a la primera. Arriba, SEFOS 94; abajo, SEFOS 96.



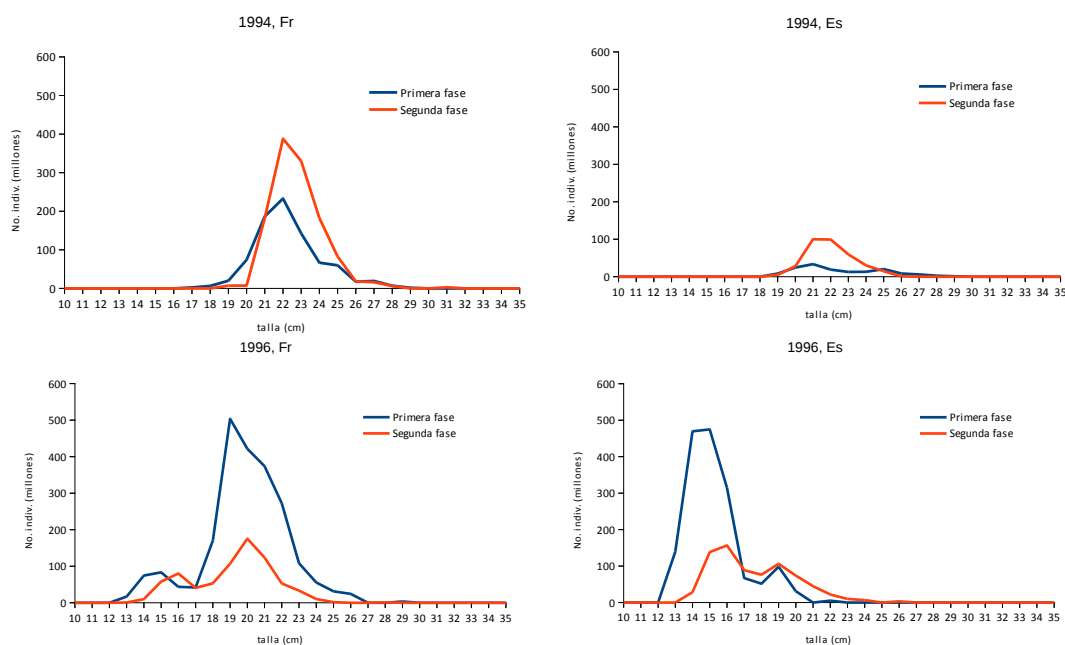


Figura 7.7.: Distribuciones de talla de bacaladilla estimadas para cada cobertura, zona y campaña. En el panel superior, la campaña de 1994 (izquierda las distribuciones estimadas en Francia -en azul la primera fase, en rojo la segunda- y a la derecha en España; en el inferior, las correspondientes a la campaña de 1996.

Como principal resultado de estas campañas, se puede concluir que las hipótesis formuladas sobre los cambios en la dinámica de la bacaladilla en el Golfo de Vizcaya, propiciados por una migración post-puesta desde la zona de Porcupine, no se han podido confirmar. No parece que haya un incremento neto de individuos adultos, si bien los resultados de la campaña de 1994 muestran un incremento en el número de individuos, la falta de cambios significativos en la estructura de tallas, no parece indicar una llegada de individuos de mayor talla que debería haber afectado a esa estructura.

7.3.2. Patrón de distribución

Las principales características de las pescas realizadas en las campañas SEFOS sobre juveniles se muestran en la tabla 7.3. Durante la primera cobertura de la campaña SEFOS 94, se detectaron cardúmenes de juveniles de bacaladilla en el fondo del Golfo de Vizcaya, sobre un área limitada por la isobata de 200, extendiéndose mar



adentro hasta más de 2000 m de profundidad. Sobre este área se llevaron a cabo dos estaciones de pesca y en ambos casos, la captura consistió en juveniles de bacaladilla mezclados con medusas (*Pelagia noctiluca*, Forsskal., 1775).

En el primer lance las tallas variaron entre 27 y 49 mm (37.59 de media y desviación estándar de 17.45 mm), mientras que en el segundo las talla fueron un poco más grandes, variando entre los 35 y los 62 mm (48.48 mm de media y semejante -17.40 mm- desviación típica). Estos juveniles fueron localizados formando tanto densos y grandes cardúmenes como otros más pequeños pero mostrando continuidad espacial. En ambos casos se situaron cerca de la superficie, entre los 10 y los 75 m (figura 7.8).

Durante la segunda cobertura efectuada en la campaña SEFOS96 juveniles con similares características fueron encontrados también en la misma zona, si bien tanto el número de cardúmenes como su densidad ha sido inferior. De igual manera, durante la segunda cobertura llevada a cabo en SEFOS 94, se encontró otra zona de juveniles situada mas al norte, entre el 46°N y el 47°N, fuera de la plataforma.

La longitud de los ejemplares capturados varió entre los 9 y los 11 cm (talla media de 10.7 cm y desviación típica de 0.58 cm). En este caso los individuos fueron localizados en aguas más profundas, en una capa situada entre 100 y 150 de profundidad (figura 7.9).

Individuos de mayor tamaño fueron también localizados en aguas oceánicas durante la primera cobertura de SEFOS96, formando densos cardúmenes entre los 100 y los 150 m de profundidad, realizándose dos pescas sobre ellos (figura 7.10).

Las tallas en el primer lance variaron entre los 13 y los 16 cm (14.63 cm de talla media y desviación típica de 0.75). En el segundo el rango de tallas fue idéntico, si bien la talla media fue un poco mayor (14.99 cm y desviación estándar de 0.91).

Frente a estas distribuciones claramente desvinculadas del fondo, los adultos de bacaladilla suelen formar capas más o menos dispersas cerca del fondo, generalmente más densas cuanto mayor sea la profundidad. No obstante, en aguas francesas, una vez llegado al talud, y si la abundancia es elevada, se pueden observar en capas que se distribuyen en zig/zag entre los 500 y los 200 m de profundidad (figura 7.11).



Tabla 7.3.: Principales de las pescas identificativas de bacaladilla durante las campañas SEFOS. En las dos primeras, la talla está en mm; para las otras, en cm.

Estación	WHB%	Día	Hora media dec.	Longitud media	Latitud Media	Prof. media	Prof. Media arrastre	Talla media	d. t.	No
P09_A	83	25/03/94	10.000	-2.73333	43.70000	1600.0	30.0	37.6	17.5	3231
P10_A	17.5	25/03/94	14.500	-2.28333	43.80000	750.0	30.0	48.5	17.4	406
P01_B	100	19/04/94	12.500	-7.70000	46.80000	2200.0	130.0	10.7	0.58	816
P12_A	100	24/03/96	14.500	-2.46667	43.56667	800.0	130.0	14.6	0.75	673
P13_A	100	24/03/96	22.458	-2.38142	43.48117	140.0	130.0	14.9	0.91	435

Tabla 7.4.: Principales de las pescas identificativas de bacaladilla durante PELACUS 0317.

Estación	WHB-%	Día	Hora media dec.	Longitud media	Latitud Media	Prof. media	Talla media	d. t.	Kg	No
P14	96.60	23/03/15	8.933	-8.11267	43.96808	203.5	19.73	2.31	10	256
P16	99.94	23/03/15	16.200	-8.32192	43.92300	216.5	18.10	1.53	457	14762
P17	97.20	24/03/15	10.500	-8.45175	43.77425	182.0	17.57	0.91	112	4060
P19	99.92	25/03/15	8.400	-8.67783	43.80683	348.5	20.33	2.81	349	7147
P21	92.34	25/03/15	18.275	-8.72850	43.63775	184.0	19.08	1.97	137	3652
P23	98.58	27/03/15	8.758	-9.20717	43.45275	302.5	19.80	1.91	131	2979
P25	97.56	28/03/15	13.900	-9.54558	42.91142	226.0	20.83	2.20	85	1721
P28	100.00	31/03/15	17.300	-7.54083	44.06425	272.0	18.73	2.90	141	3898
P29	100.00	01/04/15	7.092	-7.55842	44.07183	433.0	17.85	1.27	187	6208
P32	96.57	02/04/15	9.267	-7.19025	43.90050	162.0	17.30	0.87	37	1380
P39	90.78	04/04/15	11.408	-6.20783	43.84075	402.0	21.49	3.33	67	1122
P49	68.59	08/04/15	17.225	-2.53117	43.54983	320.5	17.48	2.10	12	452
P50	81.28	09/04/15	7.342	-2.59192	43.60583	577.0	17.51	1.15	36	1307
P58	98.21	12/04/15	7.833	-7.16433	43.80783	344.0	19.19	2.44	111	2797

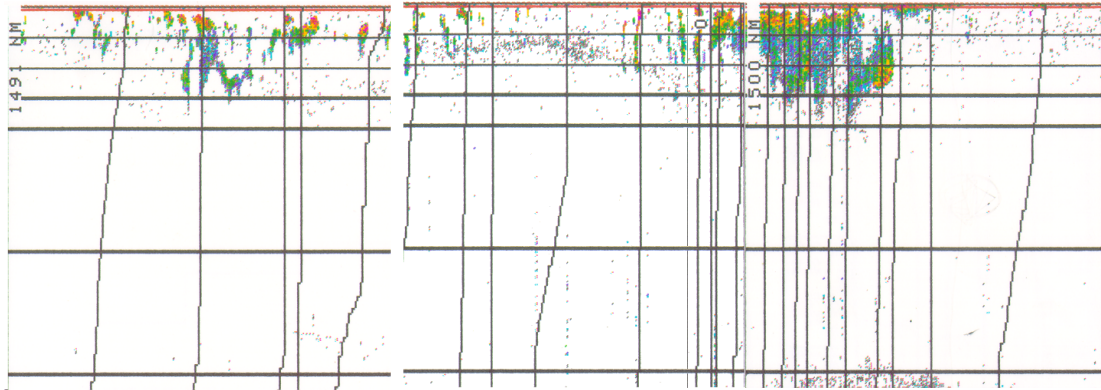


Figura 7.8.: Ecograma mostrando los cardúmenes de juveniles de bacaladilla (27-62 mm) encontrados en el fondo del Golfo de Vizcaya durante la primera cobertura de SEFOS94. Se muestran los primeros 300 m de la columna de agua.

Para corroborar este patrón de distribución en aguas españolas, en la campaña PELACUS 0315 se llevaron a cabo una serie de pescas identificativas de bacaladilla, cuyas principales características se muestran en la tabla 7.4. En 12 pescas esta especie constituyó más del 90% en número de los ejemplares capturados. En otras dos (P49 y P50) este porcentaje disminuyó ya que para acceder a la profundidad deseada hubo que pasar por una capa de mictófidios, que fueron capturados accidentalmente. En la zona más occidental (costa gallega), donde la plataforma se extiende hasta más allá de los 500 m sin caídas abruptas, como es el caso de la costa cantábrica y francesa, no se han detectado capas pelágicas. Antes al contrario, la bacaladilla tiende a ocupar una mayor extensión en la columna de agua, sin formar grupos compactos. Sólo en determinadas zonas se llegan a distinguir capas pero no tan densas como las observadas en aguas francesas o más al norte, tal como se observa en la figura 7.12. Sin embargo en el Cantábrico si se detectaron cardúmenes fuera de plataforma; sin embargo, al contrario de lo observado más al norte, no se llegan a formar capas si no, más bien, cardúmenes aislados o capas sin ser tan densas como las descritas en Porcupine (figura 7.13). Es de destacar que las dos pescas mostradas en esta figura (P49 y P50), se han realizado casi en la misma zona, la primera al anochecer y la segunda al amanecer. La distribución de tallas de ambas, como cabría suponer es la misma, sin embargo el patrón de agregación es diferente, mientras que al anochecer la bacaladilla ocurre en cardúmenes aislados, al amanecer prevalecen las capas. Este patrón diferencial, sin embargo, podría no estar relacionado con la hora. En efecto, en un ejercicio semejante, con una pesca al anochecer y otra



al amanecer, hecho más hacia el oeste, se ha verificado una migración nictimeral. Al anochecer cardúmenes de bacaladilla asciende hacia la superficie, posiblemente para alimentarse sobre una densa capa de plancton superficial. Al amanecer estos cardúmenes descienden nuevamente hasta los 200 m de profundidad. La figura 7.14 muestra el momento de captura en ambas pescas, si bien en toda la secuencia de ecogramas se observa tanto el ascenso como el descenso.

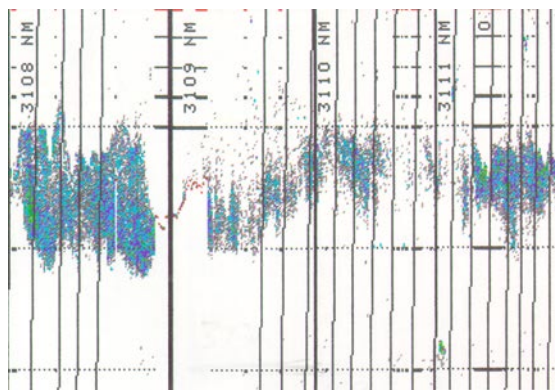


Figura 7.9.: Detalle de lo primeros 200 m de un ecograma mostrando los cardúmenes de juveniles de bacaladilla (9-11 cm) encontrados entre el 46°N y el 47°N por fuera del talud continental francés. La profundidad total es de 1000-2000 m.

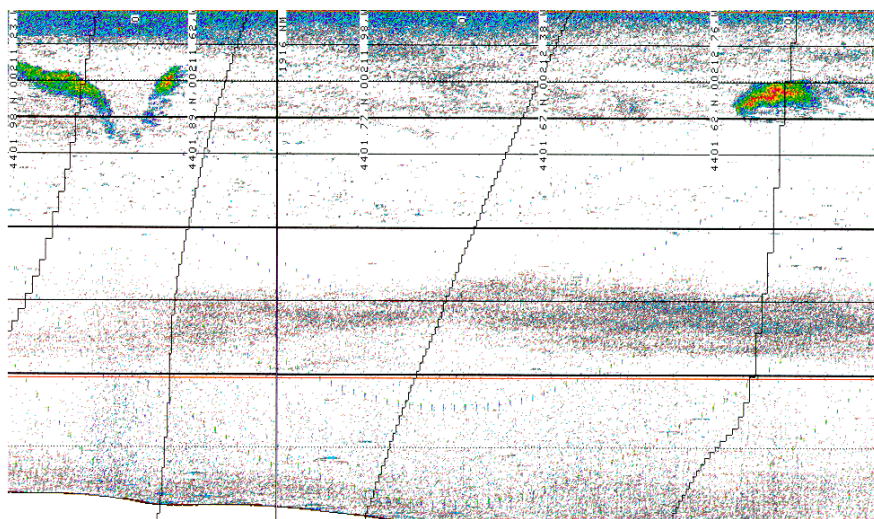


Figura 7.10.: Ecograma mostrando los cardúmenes de juveniles de bacaladilla (13-16 cm) encontrados fuera del talud continental francés. La profundidad es de 700 m aproximadamente.



De todo este análisis se deduce que todas las fases de esta especie son pelágicas. Los pre-juveniles se distribuyen cerca de la superficie y sin aparente relación con la plataforma, al ocurrir mayoritariamente fuera de la misma. Conforme van adquiriendo tamaño, tienden a ocupar capas más profundas, también en aguas abiertas, hasta que en fases adultas, se localizan principalmente a más de 200 m de profundidad preferentemente desde el talud continental a aguas abiertas.

7.4 DISCUSIÓN

Es importante destacar que este trabajo describe por primera en la literatura científica tanto las zonas de ocurrencia y ocupación de la columna de agua de la bacaladilla en función de su tamaño así como movimientos diarios desde el fondo hasta la superficie.

Desde 1960 se ha comprobado que la bacaladilla es una de las especies del Atlántico Nororiental que realiza migración estacional sobre su área de distribución (Bailey, 1982). Mientras que durante el verano y el otoño la fracción más importante de la población se distribuye en el Mar de Noruega sin grandes concentraciones, hacia finales de año, esta población tiende a agregarse formando densas aglomeraciones cerca del fondo, iniciando una migración hacia el Banco Porcupine donde se concentran para la puesta. Después de la misma, la mayoría de la población abandona esta zona. Los movimientos hacia el norte están bien documentados. Monstad y Belikov (1993) encontraron un importante cambio en la densidad de peces en un período muy corto de tiempo, determinando, además, que el área principal de puesta queda prácticamente vacía hacia abril, un mes después de la puesta. Sin embargo, sus prospecciones nunca cubrieron aguas al sur del paralelo 49° N, por lo que una posible migración hacia el sur no había sido comprobada.

Las campañas realizadas por el Instituto Español de Oceanografía en 1994 y 1996 en esta zona sur de la distribución de bacaladilla mediante técnicas hidroacústicas han sido el primer intento de determinar cambios significativos de la abundancia y/o densidad ligados a una posible migración hacia el sur desde el Banco Porcupine, principal área de puesta de esta especie. En ambas campañas se han detectado cambios significativos de la abundancia en aguas del Golfo de Vizcaya entre la primera y la segunda cobertura. En el área prospectada la bacaladilla parece estar muy vinculada al talud continental. Sin embargo, en el Cantábrico español, también se



puede encontrar sobre la plataforma mientras que en aguas francesas, su presencia en esta zona es escasa, extendiéndose preferentemente hacia aguas más profundas, en una capa pelágica situada entre 300 y 600 m.

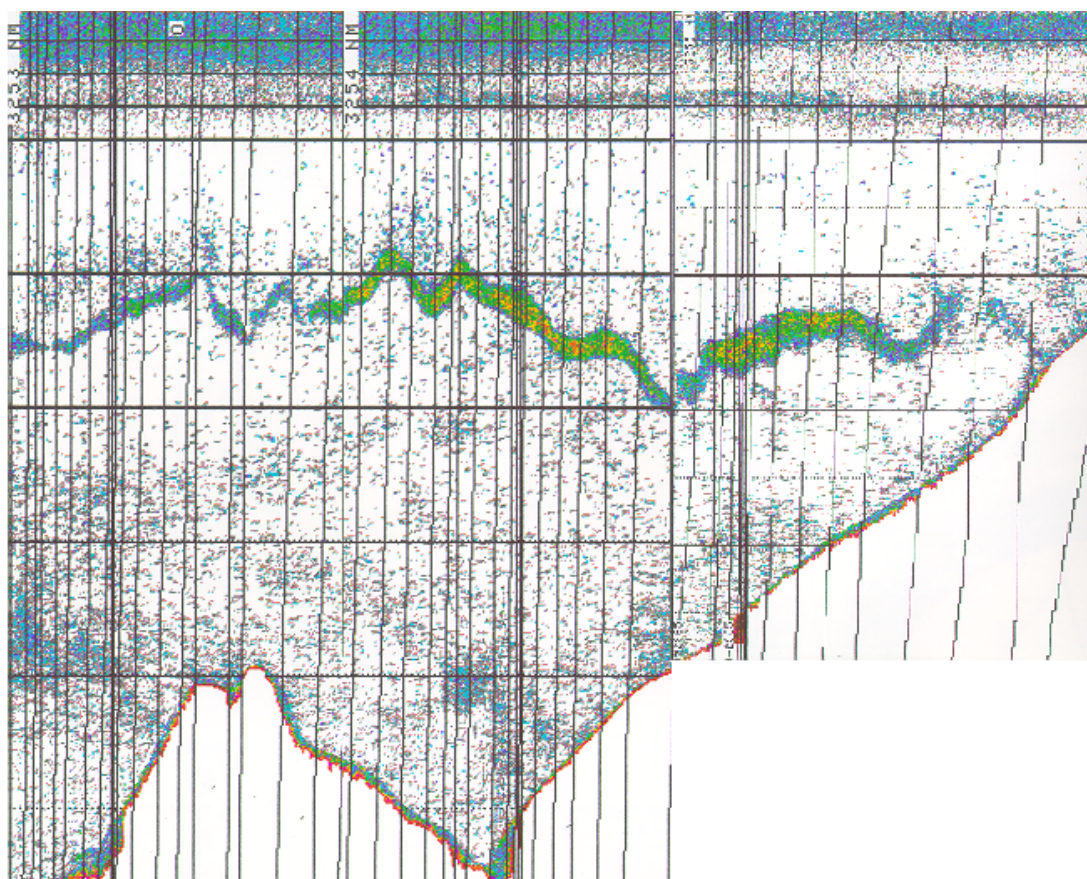


Figura 7.11.: Ecograma mostrando una densa capa de adultos de bacaladilla encontrados fuera del talud continental francés. La profundidad máxima es de 1000 m.



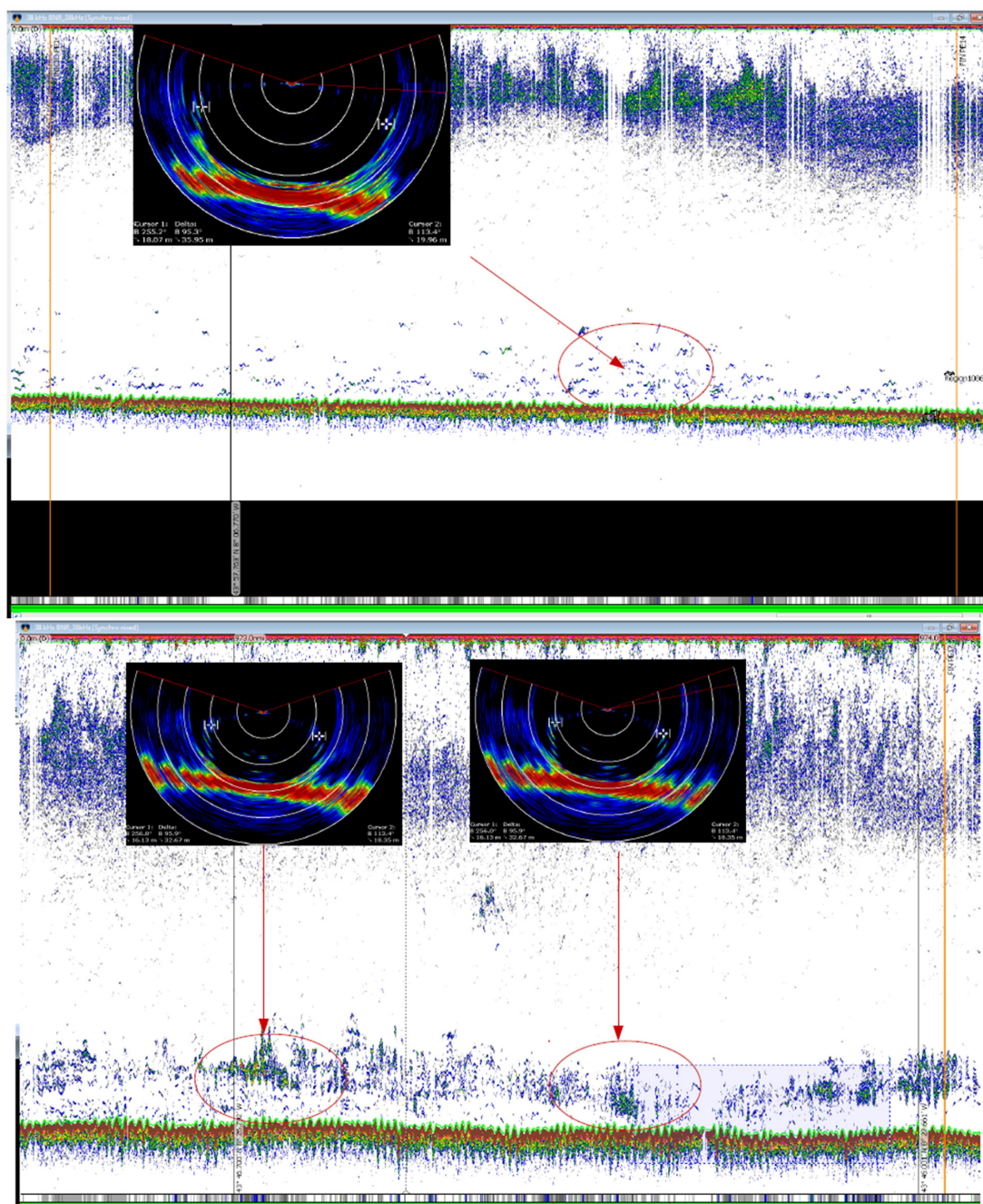


Figura 7.12.: Ecogramas de la campaña PELACUS 0315 correspondientes a las pescas 14 (arriba) y 17 (abajo) sobre la plataforma gallega. Se muestran también las imágenes del sónar de red en el momento de la captura de bacaladilla.



Las principales conclusiones de esta investigación son los siguientes:

- Existen cambios significativos de abundancia de bacaladilla. En 1994, hubo un incremento neto tanto en Francia como en el Cantábrico español. Dicho incremento fue debido más a un aumento en superficie que en densidad. Por el contrario, en 1996 la abundancia decreció de la primera a la segunda fase.
- Mientras que en la primera cobertura la mayoría de los individuos adultos observados estaban en estados activos de puesta, durante la segunda prácticamente todos éstos estaban en reposo sexual (estado 6).
- La talla media de los ejemplares capturados (22.55 en 1994 y 18.77 en 1996) es inferior a la talla media de los adultos capturados en la misma época en aguas del norte de Europa (28.0 cm).
- La distribución es contagiosa, mostrando una autocorrelación espacial con un alcance estimado de la autocorrelación espacial mínimo de entre 8-12 millas náuticas.
- Si bien se han observado importantes movimientos de la bacaladilla en aguas del Golfo de Vizcaya, de acuerdo con los resultados obtenidos en los dos años, es probable que no se puedan asociar a una migración de post-puesta. No obstante, podría existir, conforme a lo observado en el año 1994, una migración de post-puesta hacia el sur desde la zona de Porcupine de individuos jóvenes (principalmente grupos de edad 2 y 3). Pero esta migración, de existir, sería realmente poco importante en comparación con la migración hacia el norte (Monstad et al., 1996). Basándonos en el bajo número de individuos con edad superior a los 3 años observados, la falta de aumento de los mismos de la primera a la segunda fase y también en la falta de áreas de puesta conocidas en la zona estudiada (Porteiro et al., 1996), más que una migración de post-puesta hacia el sur el Golfo de Vizcaya se caracterizaría por una posible migración de individuos juveniles hacia el sur o, incluso una zona de alevinaje propiciada por una deriva larvaria hacia el sur (Fraser, 1958). La presencia mayoritaria de juveniles de esta especie ya había sido detectada con anterioridad (Maucorps, 1979), siendo también corroborada por los resultados obtenidos durante estas campañas.



Los cambios en abundancia, densidad y estados de madurez detectados durante la campaña llevada a cabo en 1994, podrían estar indicando una migración hacia el sur de bacaladilla desde la zona principal de puesta situada en el banco Porcupine. Sin embargo, de los resultados obtenidos en 1996 no se puede extraer esta conclusión, si bien durante esta campaña el grueso de la población estimada estaba compuesta por individuos pertenecientes al grupo de edad 1 (juveniles) y su abundancia disminuyó desde la primera a la segunda cobertura. Puesto que esta población estaba esencialmente compuesta por individuos inmaduros, no se puede deducir migración alguna asociada a una población adulta en estado de post-puesta desde el Banco de Porcupine.

El alcance de la autocorrelación espacial inferida en 1994 ha sido semejante al calculado en las campañas precedentes (1991-93). La relativa estabilidad e independencia de esta autocorrelación del área de distribución y en algunos casos de la densidad podría estar relacionado con un proceso de expansión o contracción del habitat en función de cambios en la abundancia, lo que coincidiría con la hipótesis de MacCall (1990). Cuando el número de individuos aumenta, el área de distribución de la bacaladilla se hace más ancha. En Francia el área se extiende hacia aguas más profundas, en una capa pelágica que se sitúa entre los 300-600 m, sin apenas aumentar el área hacia la plataforma (figura 7.11). Esta observación es coincidente con lo descrito por Foote y Ostrowski (1996) y analizada de forma más profunda en Johnsen y Godø (2007). Estos autores, en su análisis de las campañas llevadas a cabo por Noruega en la zona oeste de las Islas Británicas, concluyen que apenas hay bacaladilla a profundidades inferiores a los 200 m, concentrándose mayoritariamente entre los 250 m y los 800 m de profundidad en una capa pelágica cuya profundidad varía entre los 600 y los 300 m en ritmo circadiano. En las aguas españolas del Cantábrico, cuando la abundancia es baja la bacaladilla se distribuye principalmente en el talud continental, al igual que lo observado en Francia. Sin embargo, cuando la abundancia aumenta, al contrario de lo observado en Francia, el área se incrementa más hacia la plataforma continental hasta los 100-150 m, sin apenas extensión hacia aguas oceánicas en una capa pelágica. La plataforma española es más estrecha que la francesa, pero también más profunda, alcanzando en la zona occidental hasta los 500 m frente a los 150 que como media tiene en el borde del talud la francesa. Esta diferencia en la topografía, podría explicar la presencia de la bacaladilla sobre la plataforma española, pero no la ausencia de una capa pelágica como en aguas francesas y del norte de Europa. De acuerdo con lo expresado por Porterio et al. (1996) esta diferencia en el comportamiento puede ser explicada por las diferencias en el régimen hidrodinámico que existe entre ambas áreas. Para



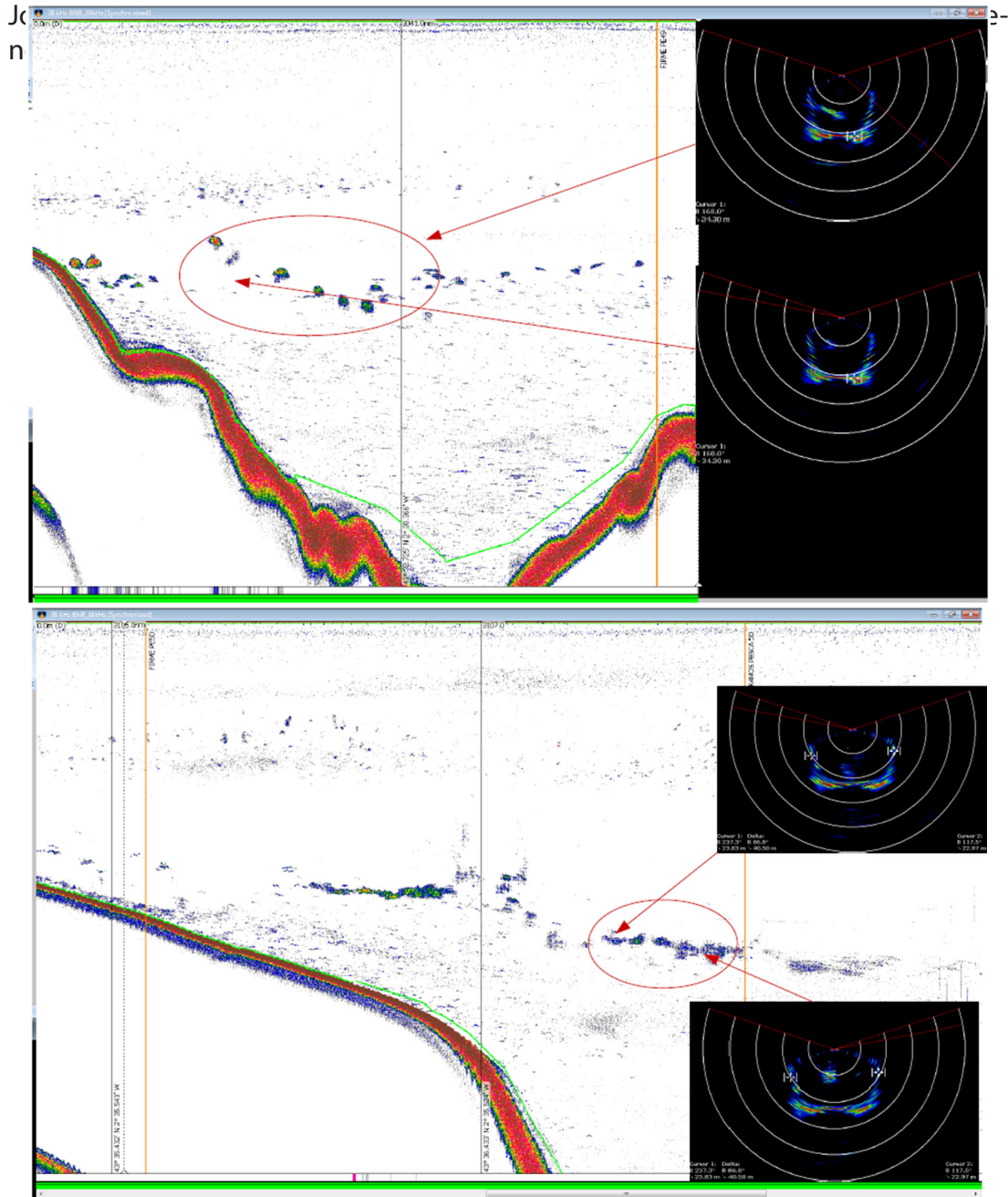


Figura 7.13.: Ecogramas de la campaña PELACUS 0315 correspondientes a las pescas 49 (arriba) y 50 (abajo) sobre la plataforma del Cantábrico. Se muestran también las imágenes del sónar de red en el momento de la captura de bacaladilla.



En general la estructura de edad detectada, dominada por individuos con edad inferior a los tres años, y tallas entre 16 y 22 cm como media refleja, una prevalencia de individuos jóvenes y juveniles. Dicha observación es coincidente con la información disponible de la población de bacaladilla en la zona estudiada (Meixide et al 1991; ICES 1993a; ICES, 1996; ICES 2014a). Esta estructura de edad es, sin embargo, diferente y prácticamente complementaria a la encontrada en zonas más al norte donde la distribución de tallas durante la época de puesta posee una moda muy consistente en 28 cm, con un rango de tallas entre 19 y 40 cm. En verano esta distribución es bimodal, con una moda menor situada en los 10-14 cm y la principal en los 28 cm (Jacobsen, 1990a-b, 1991, Monstad y Dommasnes, 1990 and Monstad, 1990, 1993, Monstad y Belikov 1993). Por ello, a pesar de que se han observado importantes movimientos de la bacaladilla en aguas del Golfo de Vizcaya, de acuerdo con los resultados obtenidos en los dos años, es probable que no se puedan asociar a una migración de post-puesta. No obstante, podría existir, conforme a lo observado en el año 1994, una migración de post-puesta hacia el sur desde la zona de Porcupine de individuos jóvenes (principalmente grupos de edad 2 y 3). Pero esta migración, de existir, sería realmente poco importante en comparación con la migración hacia el norte (Monstad et al., 1996). Basándonos en el bajo número de individuos con edad superior a los 3 años observados, la falta de aumento de los mismos de la primera a la segunda fase y también en la falta de áreas de puesta conocidas en la zona estudiada (Porteiro et al., 1996), más que una migración de post-puesta hacia el sur el Golfo de Vizcaya se caracterizaría por una posible migración de individuos juveniles hacia el sur o, incluso una zona de alevinaje propiciada por una deriva larvaria hacia el sur (Fraser, 1958).

La ocurrencia de las fases tempranas (pre-juveniles) cerca de la superficie en el Golfo de Vizcaya y fuera de la plataforma fue también observado en la anchoa (Boyra et al., 2013). Estos autores, además, encontraron relación positiva entre la talla de esta especie y la profundidad, con un acercamiento a los fondos conforme los individuos alcanzan una talla determinada. Schmidt (1909) y Maucorps (1979) describen también pre-juveniles con la misma talla en la misma época del año. Por otra parte, la alta concentración de estos individuos, posiblemente producto de una puesta invernal (Bailey, 1982) en esta zona, podría estar ligada a un importante frente termohalino que con dirección sur fue detectado ese año en la zona más interna del Golfo de Vizcaya (Porteiro et al., 1996). Además, la ocurrencia de estos pre-reclutas con medusas, puede ser explicada por procesos de deriva y transporte así como a mecanismos depredador-presa. De hecho, las medusas han sido descritas como un importante predador de las fases larvarias de peces (Bailey, 1984; de Lafontaine and



Leggett, 1987). El rango de migración vertical observado en PELACUS 0315 no había sido aún descrito. un movimiento vertical de la bacaladilla hasta la superficie. Johnsen y Godø (2007) apenas encontraron movimientos verticales a profundidades inferiores a 250 m incrementándose el rango de variación con la profundidad ocurriendo las ascensiones de noche, pero éstos no llegan hasta la superficie. La presencia de una densa capa en superficie con copépodos podría explicar esta migración hacia la en superficie.

Si bien el grueso de la población de bacaladilla ha sido detectado en agregados pelágicos asociados al talud o en capas pelágicas cercanas al fondo, los juveniles de esta especie han sido vistos en forma de densos cardúmenes pelágicos. Estos cardúmenes fueron detectados en la campaña de 1996, con una talla media cercana a los 14 cm. La distribución aparentemente aleatoria de estos cardúmenes y su densidad, podrían haber afectado a los resultados obtenidos en ese año, especialmente en las zonas del sur.



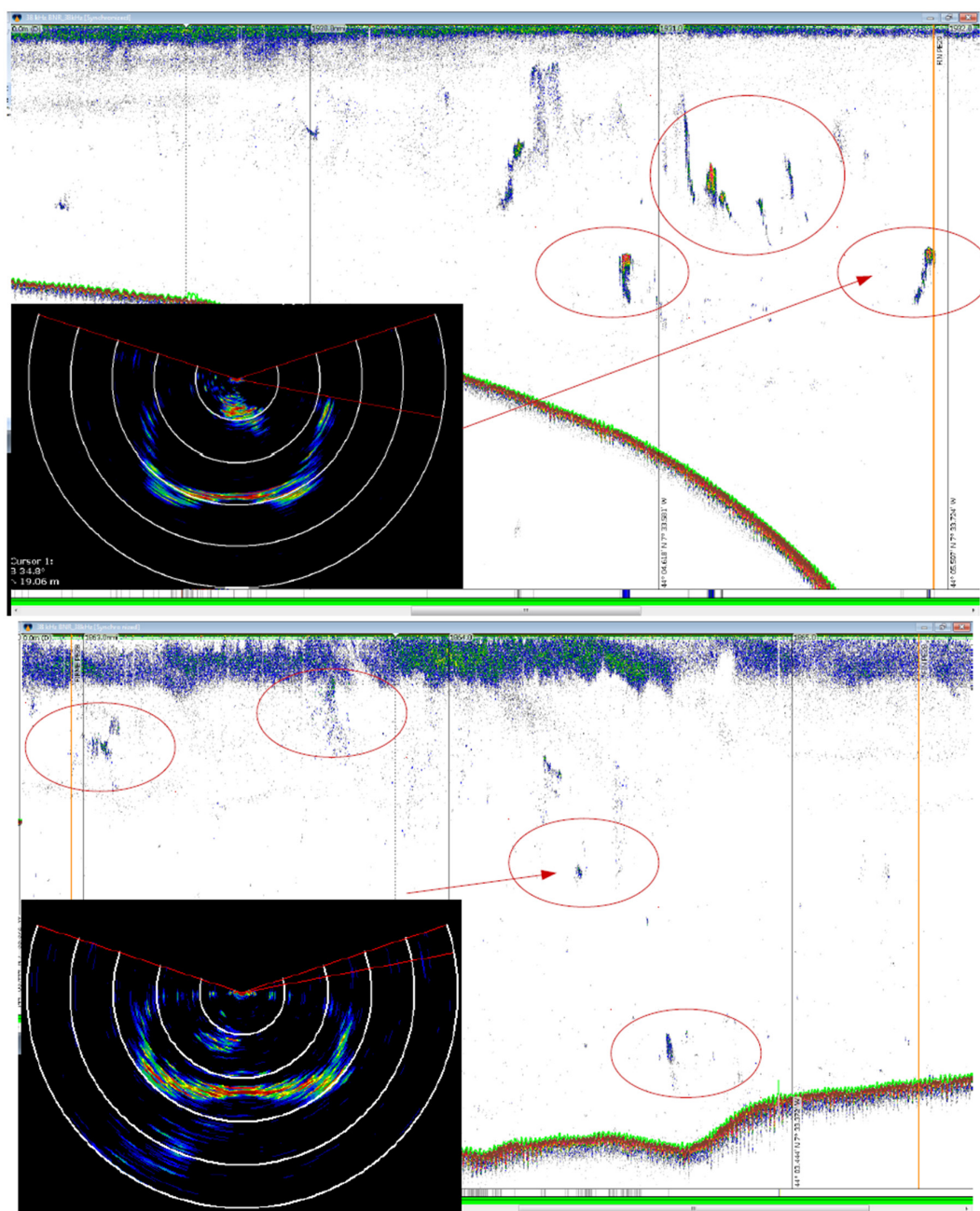


Figura 7.14.: Ecogramas de la campaña PELACUS 0315 correspondientes a las pescas 29 (arriba) y 30 (abajo) sobre la plataforma del Cantábrico. Se muestran también las imágenes del sónar de red en el momento de la captura de bacaladilla.



8

ESTUDIO Y ESTIMACIÓN DE LA ABUNDANCIA DE LAS POBLACIONES PELÁGICAS DEL LITORAL NORTE ESPAÑOL MEDIANTE CAMPAÑAS DE PROSPECCIÓN ACÚSTICO-PESQUERA



8.1. INTRODUCCIÓN

Tal como se ha comentado en el capítulo de Introducción de la presente tesis, la poblaciones pelágicas, y en especial los clupeidos, forman la base de importantes pesquerías localizadas en áreas de alta productividad. A nivel europeo, las capturas de anchoa, jurel, sardina, bacaladilla y caballa han ido aumentando su importancia hasta llegar a suponer el 35% de la captura de peces desembarcada en Europa. Además si a estas especies le sumamos otros recursos pelágicos importantes como el arenque y el capelín, ésta se incrementa hasta el 48% como media de las capturas europeas de los últimos 60 años (figura 8.1).

Para estas especies, tanto el área de distribución como su extensión están muy correlacionadas con la abundancia, la cual, a su vez es dependiente del régimen medioambiental (Lluch-Belda et al., 1989). Regímenes favorables son períodos prolongados (una década o más) de condiciones ambientales propicias sobre amplias zonas geográficas (Lluch-Belda et al., 1989; Schwartzlose et al., 1999). Durante estos períodos son esperados buenos reclutamientos y crecimiento somático de la población y, quizás, una menor tasa de mortalidad natural, por lo que es previsible que aumenten los rendimientos a nivel de las pesquerías. Por el contrario, baja abundancia, encogimiento del área de distribución, cambios en las pautas de movimientos y migraciones y, consecuentemente, malos rendimientos pesqueros están asociados a períodos desfavorables. Los períodos de cambio entre ambos regímenes (i.e. períodos de transición entre ambos tipos, a menudo bruscos) podrían no ser tan evidentes debido, principalmente a un retraso en la respuesta de la población, falta de adecuación de los modelos de estimación a los cambios producidos o a ruidos en la información de base. Debido a que estas especies suelen tener ciclos de vida relativamente corto, el éxito del reclutamiento es crucial para un posterior crecimiento en el tamaño de la población. En general, todas estas especies muestran un alto grado de variabilidad en sus procesos de reclutamiento, motivados por las condiciones medioambientales (Lasker, 1975; Cury and Roy, 1989; Bakun, 1996), que repercuten en el tamaño de la población (Cole and McGlade, 1998) y en el desarrollo de las pesquerías que soportan. Por ello, dada su importancia socioeconómica¹, son objeto de un seguimiento científico, que incluye, entre otros, el monitoreo mediante campañas de evaluación acústica para la estimación de su abundancia, cuyo desarrollo ya se ha comentado en el capítulo uno de la presente tesis.

1 En la Península Ibérica, la sardina soporta una de las pesquerías más antiguas tanto en España como en Portugal, explotada ya por los romanos, y con registros de la actividad pesquera y rutas comerciales desde la Edad Media (Ferreira, 1998). La primera descripción sobre la biología de esta especie y de su pesquería fue realizada en el siglo XVIII (Cornide, 1788), constatándose ya desde un principio las grandes fluctuaciones de esta especie así como sus movimientos principales, siendo incluso captura mediante almadrabas (Ramalho, 1933).



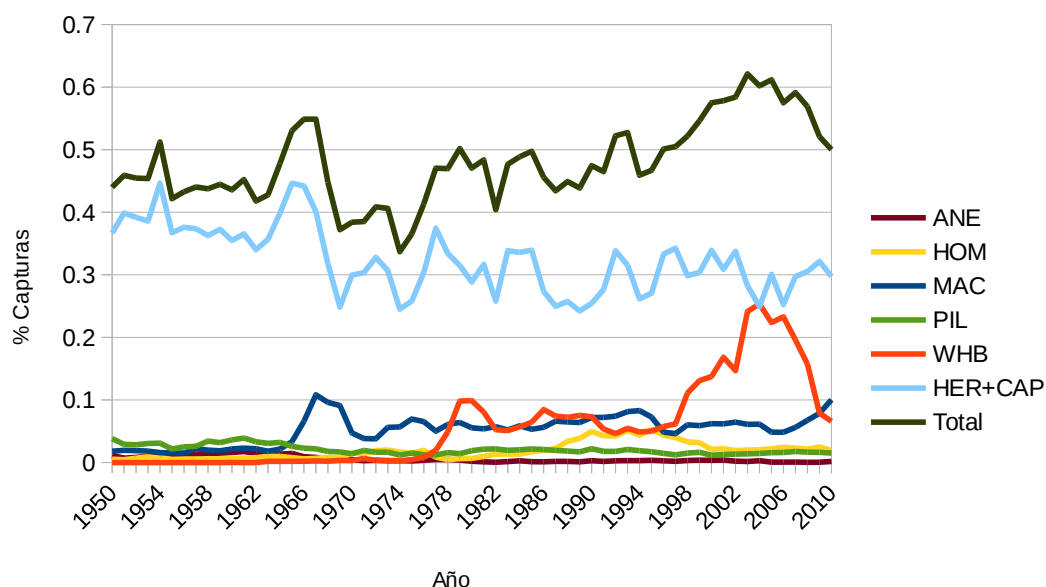


Figura 8.1: Evolución (1950-2011) de las capturas relativas (desembarcos especie/desembarcos totales) de las principales especies pelágicas en Europa. ANE, anchoa; HOM, jurel; MAC, caballa; PIL, sardina; WHB, bacaladilla; HER+CAP, arenque y capelín.

En el caso de las campañas llevadas a cabo en el litoral norte español, la serie histórica, iniciada en 1982 (tabla 8.1a; Carrera, 2014), se puede dividir en cuatro períodos en función del trabajo realizado:

- **Fase de exploración:** Se inicia en 1982 en cooperación con el Instituto Nacional de Investigação das Pescas (INIP)² de Portugal. Su objetivo principal consistió en la puesta a punto de la metodología técnico-logística y de análisis para la creación de una serie histórica de campañas de prospección acústica orientadas a la estimación de la abundancia del stock Iberoatlántico de sardina. En esta fase, se identifica la fase más propicia para llevar a cabo la campaña que, finalmente, se fija en primavera. Durante esta fase se llevan a cabo campañas a bordo del B/O Cornide de Saavedra en verano (1983), primavera (1984 y 1985) y otoño (1984).

2 Posteriormente este Centro cambió de nombre, denominándose, sucesivamente, Instituto Português para a Investigação das Pescas e do Mar, IPIMAR y , actualmente, Instituto Português do Mar e da Atmosfera, IPMA."



- **Fase de ensayo:** Se crea el grupo de trabajo del ICES Planning Group for Acoustic Surveys in ICES Sub-Areas VIII and IX. En la parte española, teniendo aún como objetivo la sardina, las campañas se centran en la primavera, época de puesta de esta especie. El equipamiento acústico es mejorado, con la adquisición de un transductor de haz partido o split beam. Se realizan campañas desde 1986 a 1988 y 1990. En estos dos últimos años, se combina, además, con estaciones de ictioplancton, con el objetivo de complementar este método con el de Producción Diaria de Huevos (MPDH) para la estimación de la biomasa desovante (SSB) de sardina. En 1989 no se realizó campaña.
- **Fase de estandarización:** Desde 1991 a 1997. Se produce el cambio de equipo acústico compuesto originalmente por una ecosonda EK-400 y un ecoinTEGRador digital QX+QD a una ecosonda-ecoinTEGRador Simrad EK-500. Además, se realizan perfiles de temperatura y salinidad a lo largo de la zona prospectada por medio de batisondas. El área de prospección se extiende hasta cubrir las zonas principales de distribución de los recursos pelágicos de plataforma (bacaladilla, jurel y caballa).
- **Fase de incorporación de información adicional y equipos digitales:** Desde 1997 hasta la actualidad. Además de los avances introducidos en la fase anterior, los ecogramas son almacenados digitalmente para su posterior post-procesado. Las campañas pasan a realizarse a bordo del B/O Thalassa. El muestreo acústico se circunscribe sólo a las horas diurnas mientras que la noche se utiliza para trabajos adicionales. Por otra parte, se incorporan nuevas técnicas de muestreo del ecosistema. La última de ellas, denominada Muestrador en Continuo de Huevos de Peces (CUFES en inglés) en el año 2000, permite la realización de toma de datos en continuo de plancton de más de 500µm.

En este capítulo de la tesis se hace una revisión de estas campañas, actualizando los criterios de asignación de la energía ecoinTEGRada conforme a lo expuesto en los capítulos previos.

Los resultados obtenidos son comparados, en el caso de sardina, con los previos. Así mismo, se presentan los resultados de las estimaciones para las principales especies tanto en términos de abundancia como de centros de gravedad de la distribución de las mismas (Woillez et al., 2007).



Tabla 8.1: Características principales de las campañas llevadas a cabo en el litoral norte español entre 1982 y 1991.

NOMBRE	AÑO	MES	B/O	Especie	Equipo	Diseño	Prof (m)
PILCHARD	1982	08	CS	PIL	EK-400	Paralelo	30-500
SARACUS	1983	08	CS	PIL	EK-400	Paralelo	30-500
SARACUS	1984	08	CS	PIL	EK-400	Paralelo	30-500
SARACUS	1985	08	CS	PIL	EK-400	Paralelo	30-500
SARACUS	1986	03	CS	PIL	EK-400	Paralelo	30-500
SARACUS	1986	09	CS	PIL	EK-400	Paralelo	30-500
SARACUS	1987	02	CS	PIL	EK-400	Paralelo	30-500
SARACUS	1988	04	CS	PIL	EK-400	Paralelo	30-500
IBERSAR ⁽¹⁾	1989	11	N	PIL	EK-400	Paralelo	30-500
SARACUS	1990	04	IP	PIL	EK-400	Paralelo	30-500
PELACUS	1991	03	CS	PIL, WHB	EK-500	Zigzag	30-1000
IBERSAR ⁽²⁾	1991	11	N	PIL	EK-400	Paralelo	30-500

⁽¹⁾Suspendida por mal tiempo

⁽²⁾Sólo Galicia y Portugal

B/O: "Cornide de Saavedra" (CS); "Noruega" (N); "Ignat Pavliuchenkov"(IP)

Especies: (PIL) Sardina ; (WHB) Bacaladilla; (All) Comunidad Pelágica



Figura 8.2.: Mapa topográfico con isobatas de la zona de estudio (fuente: NOAA, Bathymetric data viewer, <https://maps.ngdc.noaa.gov/viewers/bathymetry/>).



8.2. MATERIAL Y MÉTODOS

Caracterización oceanográfica de la zona de estudio

La Península Ibérica se sitúa en latitudes medias, en la zona de influencia del frente polar que separa los giros de aire subpolar y subtropical. Dada la diversidad y heterogeneidad en sus variables oceanográficas (geológicas, físicas, químicas, y biológicas), a efectos del presente trabajo, la zona de estudio se ha dividido en una serie de sectores, coincidentes con zonas geográficas en las que, para el período estudiado (1992-2002), se han verificado una serie de características y procesos oceanográficos recurrentes durante el período de primavera que las hacen distintas de las adyacentes y que se presentan resumidas en la tabla 8.2. Los sectores son:

- Rías Baixas, entre la frontera con Portugal y 43°N.
- Golfo Ártabro entre le 43°N y el sistema Ortegal-Bares (7°50'W).
- Cantábrico Centro-occidental, entre el sistema Ortegal-Bares y Cabo Peñas (5°50'W).
- Cantábrico Centro-oriental, entre Cabo Peñas y Cabo Ajo (3°30'W).
- Cantábrico oriental, entre Cabo Ajo y la frontera con Francia.

A nivel de masas de agua, la plataforma norte de España se caracteriza por dos modos del Agua Central del Este Noratlántico (ENACW), el subpolar y el subtropical (figura 8.3).

El primero (ENACWsp) se forma alrededor del 46°N y se caracteriza por aguas con temperaturas entre los 4-12°C y salinidades de 34.96-35.66 psu (Harvey, 1982).

El segundo (ENACWsb) tiene su origen próximo a las Islas Azores y se caracteriza por aguas con temperaturas entre los 12.2-18.5°C y salinidades de 35.66-38.75 psu.

Junto a estas dos masas que tipifican la plataforma oeste, separando las aguas a la altura del grado 43 (Fisterra), en la zona más interna del Golfo de Vizcaya se localiza la masa de agua denominada Agua Central del Golfo de Vizcaya (BBCW), cuya temperatura es inferior a la del modo subtropical (11-11.8°C) así como su salinidad (35.53-35.58 psu).



Tabla 8.2.: Principales características oceanográficas en cada sector geográfico.

	Rías Baixas	Artabro	Asturias-Occ	Asturias-Or	Euskadi	Referencias	Figura
Masas	ENACW _{st}	ENACW _{sp}	ENACW _{sp}	BBCW	BBCW	González-Nuevo, 2015; Pollard et al., 1996; Pérez et al., 2001; Botas et al., 1989; Álvarez-Ossorio et al., 2012.	6.3
Frente halino (probabilidad)	Alta	Baja-media	Baja	Baja-Media	Muy alta	González-Nuevo, 2015; Peliz et al., 2005; Otero et al., 2008; Otero et al., 2009; González-Nuevo y Nogueira, 2014; Puillat et al., 2004.	6.4
Afloramiento (probabilidad)	Alta	Baja-Media	Media	Baja	Muy Baja	Fraga 1981; González-Nuevo, 2015; Álvarez-Salgado et al., 2002; Álvarez-Ossorio et al., 2012.	6.5
Poleward (Intensidad)	Fuerte	Fuerte	Fuerte	Moderada	Débil	González-Nuevo, 2015; Álvarez-Salgado et al., 2003; Peliz et al., 2005; Álvarez-Ossorio et al., 2012.	6.6
SWODDY (probabilidad)	Baja	Media	Alta	Alta	Alta	González-Nuevo, 2015; Ferrer y Caballero, 2011; Fernández et al., 2004.	6.6
Plataforma (dimensión)	Media Montaña ext.	Ancha	Media	Estrecha Montaña ext.	Estrecha	Meunier et al., 2010; de la Torriente et al., 2014.	6.2
Talud (caída)	Moderada	Moderada	Abrupta	Abrupta	Abrupta	Sánchez et al., 2008; de la Torriente et al., 2014.	6.2
Talud (perfil)	Regular Cañón talud	Regular Cañón talud	Irregular Cañón perpend.	Irregular Cañón perpend.	Irregular Cañón longit.	Moors-Murphy, 2014; de la Torriente et al., 2014.	6.2
P. Primaria, fitoplancton en costa	Muchos picos** en Biomasa alta	Varios picos*, muy max. primavera Biomasa alta	Pico primaveral Biomasa normal	Pico primaveral/ otoñal Biomasa menor	Pico primaveral/ otoñal Biomasa más baja	González-Quirós et al., 2003; Calvo-Díaz et al., 2004; Bode et al., 2011; Fernández et al., 2004; Álvarez-Ossorio et al., 2012.	6.7
Mesozooplankton	Pico estival. Biomasa alta	Pico estival Biomasa alta	Pico primaveral Biomasa normal	Pico primaveral Biomasa menor	Pico primaveral Biomasa más baja	González-Nuevo, 2015; Planque et al., 2006; Fernández et al., 2004; Álvarez-Ossorio et al., 2012.	6.8

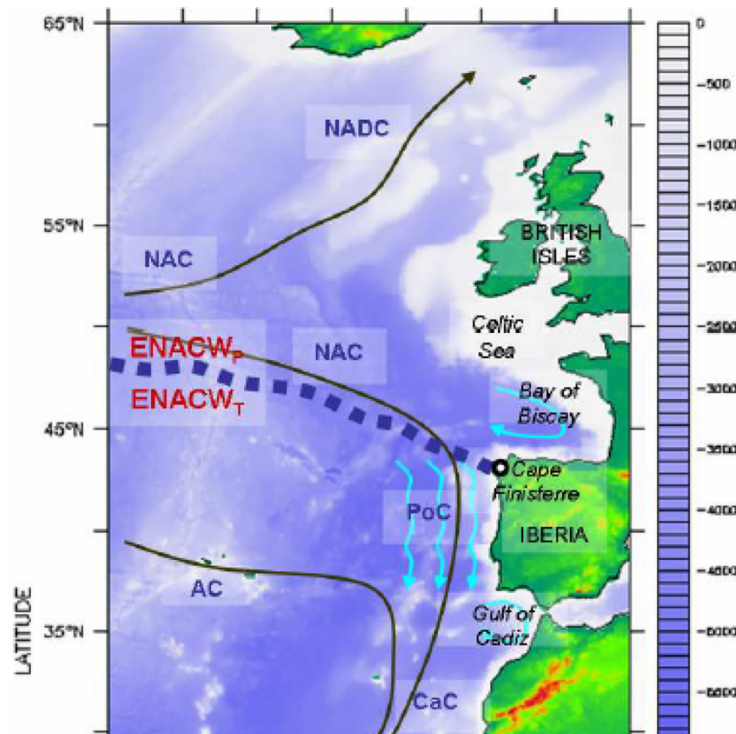


Figura 8.3.: Distribución de las principales masas de agua

El patrón de circulación atmosférico condiciona también los regímenes de viento y precipitación. Su situación en el extremo oeste del continente europeo, implica que que la influencia continental sea importante, condicionando la variabilidad atmosférica en invierno y primavera al ser respuesta del desarrollo de un anticiclón térmico formado por el enfriamiento sobre el continente europeo y su debilitamiento en primavera. Este régimen hace que en invierno la influencia de vientos del cuadrante oeste y sur aumente de forma importante las precipitaciones. Así las descargas de los ríos promueven la formación de plumas y frentes halinos (figura 8.4), en especial la denominada Pluma Superficial del Oeste Ibérico (WIBP), asociada a las descargas del río Miño y aquellos que drenan en las Rías Baixas, y la pluma del río Adour en el interior del Golfo de Vizcaya.

Una de las características más importantes del área de estudio es su localización en la zona norte del sistema de afloramiento de Canarias. El afloramiento de aguas subsuperficiales, ricas en nutrientes, es inducido por los vientos paralelos a la costa. La distinta orientación de la costa norte española, hace que los vientos predominantes del norte en el atlántico nordeste, entre marzo y octubre, hace que el éste sea mucho más intenso en la plataforma atlántica que en la cantábrica (figura 8.5).



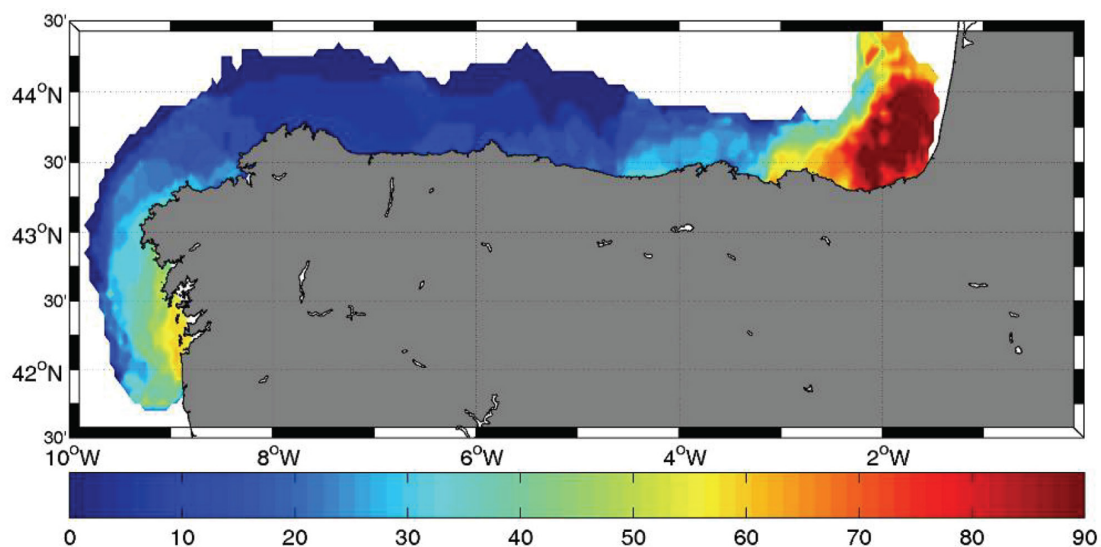


Figura 8.4.: Probabilidad de presencia de plumas de río a 10 m de profundidad (datos de campo desde 1987 a 2007). (González-Nuevo, 2015).

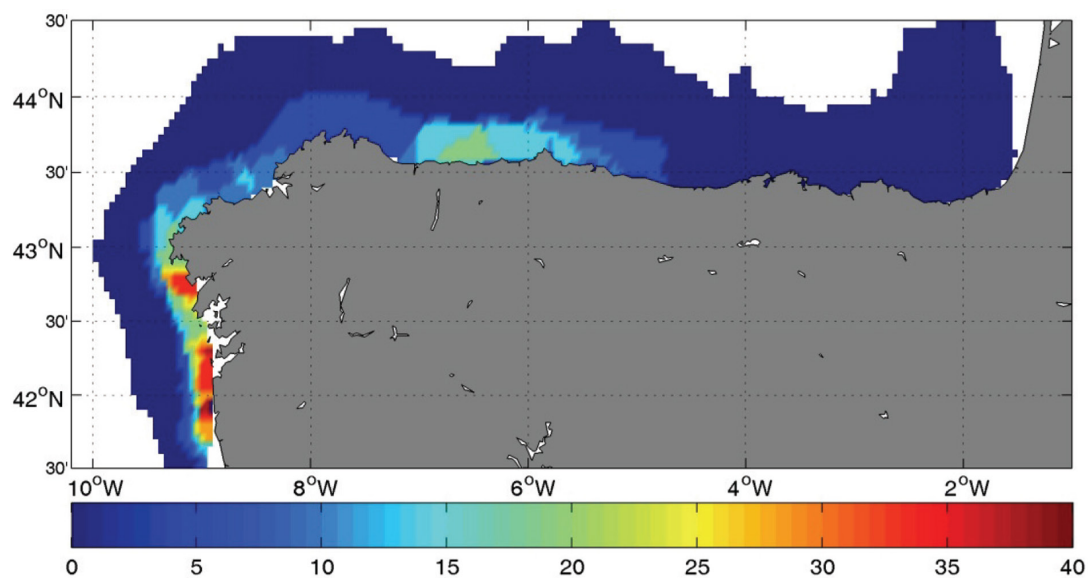


Figura 8.5.: Probabilidad de presencia de afloramiento en primavera (datos de campo desde 1987 a 2007). (González-Nuevo, 2015).



También durante el invierno e inicio de la primavera la Corriente de Navidad o Poleward (IPC), una corriente compensatoria forzada por el gradiente término meridional (MTG) y modulada por el régimen de vientos, fluye a lo largo de la costa ibérica norte transportando aguas cálidas y salinas de origen subtropical (ENCWst) (figura 8.6).

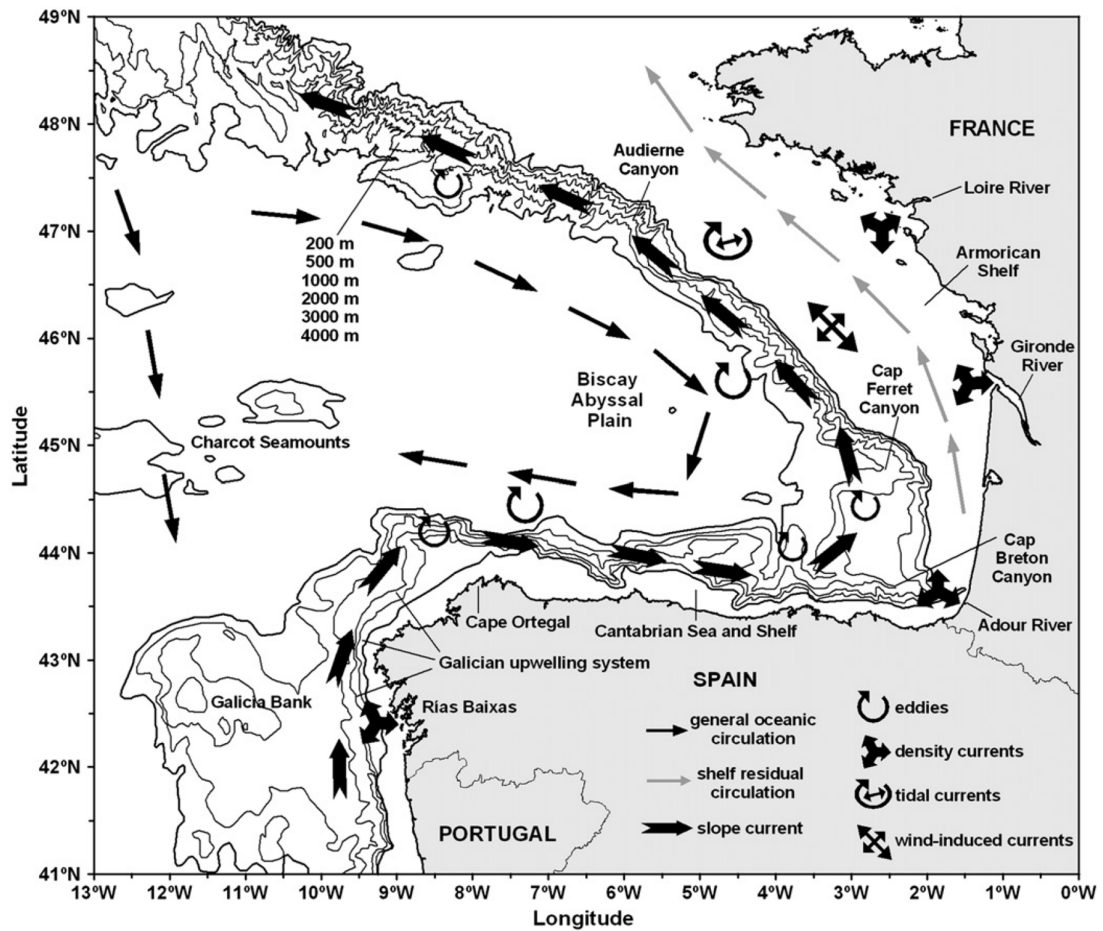


Figura 8.6.: Principales patrones de circulación en el NW de la península ibérica (Ferrer y Caballero, 2011).



Toda esta circulación está, a su vez, condicionada por la topografía. En la costa occidental (Galicia), la zona sur (Rías Baixas) la plataforma es relativamente estrecha, con una extensión de aproximadamente 20-30 millas y desciende de forma moderada desde los 200 a los 500, estando erosionado por cañones submarinos, que sólo afectan a la parte distal de la plataforma.

Hacia el oeste se encuentra el Banco de Galicia, una montaña submarina de origen no volcánico, paralela a la costa y separada de ésta por el llamado surco de Valle-Inclán; hacia el norte la plataforma de ensancha, y el desnivel entre los 200 y los 500 no es tan acusado y la plataforma cambia de orientación, de N-S a SW-NE.

En el Cantábrico la orientación es W-E y sigue siendo moderadamente ancha, pero el talud se hace más acusado y, conforme se avanza hacia el interior del Golfo, se va haciendo más estrecha y heterogénea.

Hacia la parte central del mismo dos accidentes marcan la topografía; por un lado, el cañón de Avilés, que penetra hacia la costa, y el Cabo Peñas.

Más hacia el este, Cabo Peñas y Cabo Ajo, se suceden una serie de cañones, profundos, como el de Avilés, en especial los de Llanes y Lastres y hacia el norte, otra montaña de origen no volcánico, el Banco del Cachucho o Le Danois que, al igual que el Banco de Galicia, se extiende paralela a la costa.

Hacia el fondo del Golfo, el número de cañones es inferior y el margen continental está condicionado por el cañón de Cap Breton, que corre paralelo a la costa, y la propia topografía de la plataforma francesa que gira 90° con dirección N-S.

Toda esta variedad topográfica, que afecta a los patrones de circulación y procesos de enriquecimiento, tiene su efecto en la distribución de la producción primaria y secundaria del noroeste español.

En primavera, en la plataforma costera de Galicia, se suceden proliferaciones de corta duración, que alcanzan valores mayores que las del Cantábrico y en éste son más importantes cuanto más al oeste (figura 8.7.) .

En el Cantábrico, además del gradiente decreciente en biomasa de oeste a este, los picos de primavera son más acusados.



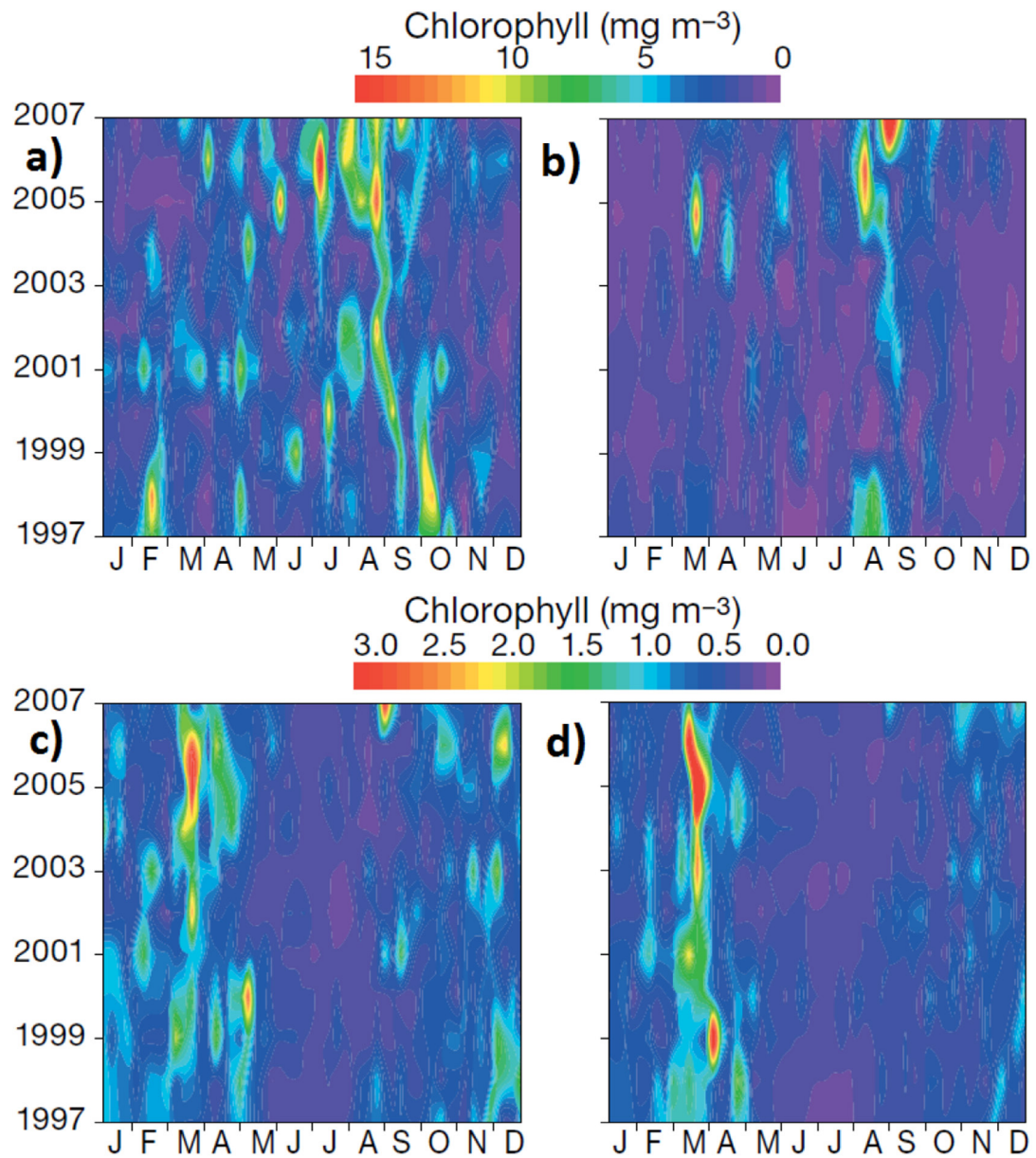
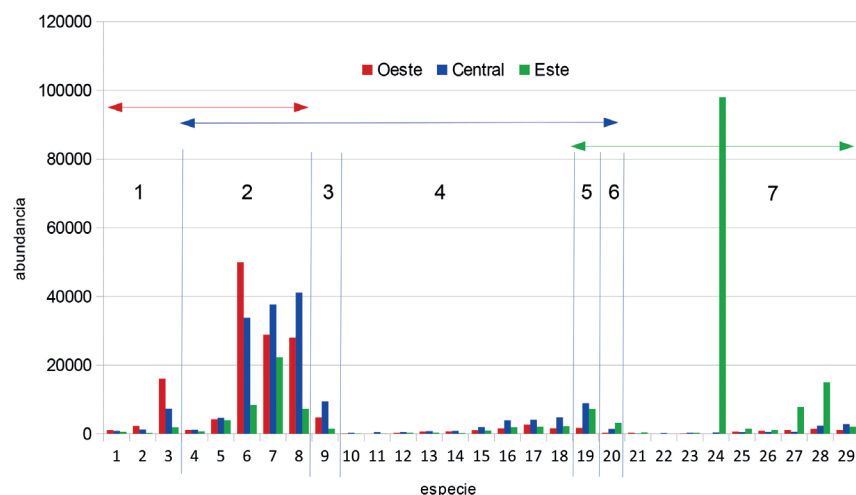


Figura 8.7.: Variabilidad temporal de la estimación de clorofila superficial mediante satélite SeaWiFS en la zona costera de a) Vigo; b) A Coruña; c) Cudillero; y d) Santander. Nótese que las escalas superior e inferior son distintas (adaptado de Bode et al., 2011).





Especie	Especie	Oeste	Central	Este	SNK	Grupo
Euchaeta hebes	1	1082	799	645 A>B=C	1	
Centropages chierchiae	2	2311	1241	249 A>B=C	1	
Clausocalanus pergens	3	16082	7272	1872 A>B>C	1	
Calanoides carinatus	4	1108	1163	733 A=B>C	2	
Ctenocalanus vanus	5	4245	4628	3958 A=B>C	2	
Paracalanus parvus	6	49979	33775	8393 A=B>C	2	
Oithona helgolandica	7	28886	37646	22277 A=B>C	2	
Acartia clausi	8	28041	41074	7224 A=B>C	2	
Pseudocalanus elongatus	9	4746	9425	1506 B>A>C	3	
Aetideus armatus	10	62	272	66 B>A=C	4	
Ostracoda	11	0	519	52 B>A=C	4	
Candacia armata	12	293	540	321 B>A=C	4	
Hydromedusae	13	682	749	344 B>A=C	4	
Centropages typicus	14	711	799	214 B>A=C	4	
Oithona plumifera	15	1042	1924	914 B>A=C	4	
Podon intermedius	16	1617	3919	1896 B>A=C	4	
Clausocalanus arcuicornis	17	2650	4095	2057 B>A=C	4	
Oikopleura fusiformis	18	1632	4750	2231 B>A=C	4	
Fritilaria pelucida	19	1695	8903	7206 B=C>A	5	
Siiphonophora Calicophora	20	336	1430	3229 C>B>A	6	
Mysidacea	21	322	46	426 C>A=B	7	
Subeucalanus monachus	22	0	207	0 C>A=B	7	
Sagitta spp.	23	72	299	292 C>A=B	7	
Noctiluca scillitans	24	0	398	97998 C>A=B	7	
Ditrichocorycaeus anglicus	25	668	509	1510 C>A=B	7	
Echinodermata larvae	26	843	568	1092 C>A=B	7	
Temora longicornis	27	1098	621	7842 C>A=B	7	
Oncaea media	28	1491	2368	14995 C>A=B	7	
Evadne nordmanni	29	1094	2783	2049 C>A=B	7	

Figura 8.8.: Distribución mesozooplankton (número m⁻²) en primavera de 2004 por zona. Se muestran sólo las especies con diferencias significativas de acuerdo con el test SNK (total de especies, muestreadas, 101; 38 de forma testimonial; 34, sin diferencias significativas). Oeste engloba Galicia; Central, Asturias y Cantabria; y Este, Euskadi. (adaptado de González-Nuevo, 2015).



En cuanto a la biomasa de zooplancton, ésta sigue la misma tendencia que la observada en el fitoplancton, aunque en todas las zonas destaca la periodicidad estacional. El máximo de biomasa en el Cantábrico tiene lugar en primavera mientras que en la zona gallega es más tardío, aconteciendo en verano. La diversidad específica es parecida si bien es posible separar las zonas en función de algunas especies, algunas con contribución importante a la biomasa total pero la mayoría son secundarias.

Campañas

En la tabla 8.3 se detallan las características principales de las campañas. El período analizado en el presente trabajo abarca desde 1992 a 2002, siendo excluidas las de los años 1994 y 1996 por ser principalmente dirigidas a bacaladilla. Las campañas de 1992 y 1993 fueron llevadas a cabo a bordo del B/O Cornide de Saavedra y la de 1995 sobre el B/O Noruega. Desde 1997 las campañas se han realizado a bordo del B/O Thalassa. Todas estas campañas, salvo la de 1995 llevada a cabo en mayo, se han realizado entre los meses de marzo y abril. En todos los casos se llevaron a cabo durante el período de puesta de las principales especies pelágicas presentes en la zona norte de España.

El área a prospectar, desde los 30 m de profundidad hasta los 200/1000 m. fue cubierta mediante un muestreo sistemático con inicio aleatorio, sobre una parrilla en zig-zag en los dos primeros años, para luego permanecer fija en radiales paralelos a la costa y con una separación de 8 millas entre ellos, como se puede apreciar en la figura 8.2. La velocidad de muestreo fue en todos los casos de 10 nudos. Hasta 1997 inclusive, el recorrido se efectuaba a lo largo de las 24 horas del día, quedando circunscrito a las horas diurnas a partir de ese año.



Tabla 8.3.: Características principales de las campañas analizadas en el presente trabajo

NOMBRE	AÑO	MES	B/O	Especie	Equipo	Diseño	Prof (m)
PELACUS	1992	04	CS	PIL, WHB	EK-500	Zigzag	30-1000
PELACUS	1993	04	CS	PIL, WHB	EK-500	Zigzag	30-1000
IBERSAR	1995	05	N	PIL	EK-500	Paralelo	30-500
SEFOS	1996	03	CS	PIL, WHB	EK-500	Paralelo	30-1000
PELACUS	1997	03	TH	PIL, WHB	EK-500	Paralelo	30-1000
PELACUS	1998	03	TH	All	EK-500	Paralelo	30-500
PELACUS	1999	03	TH	All	EK-500	Paralelo	30-500
PELACUS	2000	03	TH	All	EK-500	Paralelo	30-500
PELACUS	2001	04	TH	All	EK-500	Paralelo	30-500
PELACUS	2002	03	TH	All	EK-500	Paralelo	30-500

B/O: "Cornide de Saavedra" (CS); "Noruega" (N); "Thalasssa" (TH).

Especies: (PIL) Sardina ; (WHB) Bacaladilla; (All) Comunidad Pelágica

Equipo acústico

El equipo acústico consistió en una ecosonda-ecointegrador Simrad EK-500 acoplado a un ordenador que controlaba las principales características del equipo acústico. Desde 1998, los ecogramas fueron almacenados de forma digital para su posterior post-procesado usando el software SonarData Echoview (Myriax Ltd.). La frecuencia de trabajo fue en todos los casos de 38 kHz si bien a partir de 1998, con la incorporación en el Thalassa de la frecuencia de 120kHz, ésta fue usada para mejorar la discriminación entre especies. Los valores de integración fueron expresados en unidades de coeficiente de difusión de área náutica (NASC) o valores s_A ($m^2 \text{ nm}^{-2}$) (MacLennan et al., 2002). La distancia de muestreo (ESDU) fue en todos los casos de 1 milla. La posición geográfica fue recogida mediante GPS (diferencial a partir de 1997).

Antes de cada campaña, el equipo acústico fue calibrado (Knudsen, 1990) mediante blanco patrón, siendo éste una esfera de cobre de 60 mm cuya fuerza de blanco (TS) de referencia es de -33.6 dB.



Distribución de NASC

Dos métodos de asignación han sido utilizados:

a) Asignación directa

Este método fue utilizado sobre ecotrazas bien definidas, usando los criterios utilizados en el capítulo 3 de la presente tesis.

b) Asignación por pesca

Este método ha sido empleado cuando no fue posible aplicar asignación directa, bien por estar los peces distribuidos en capas, en pequeños cardúmenes o por no poder asociar un cardumen a una especie determinada. Diferentes artes de pesca han sido utilizados, en función siempre del buque oceanográfico. En las campañas llevadas a cabo a bordo del Cornide de Saavedra se utilizó un arte derivado de un grandes mallas, similar al utilizado posteriormente en el Thalassa. El B/O Noruega usó un arte pelágico derivado de una red de arrastre para jurel. El Thalassa usó un grandes mallas 70/72 y, para las zonas costeras, un arte pelágico 50/54 con relinga inferior dotada de un tren de gomas. La duración de los lances ha sido variable, en función de la estimación de captura realizada por la visualización de la sonda de red, siendo como mínimo de 20 de minutos. La calidad de la pesca como verificadoras de la diversidad específica (McClatchie et al. 2000) fue evaluada mediante el análisis de la captura (diversidad específica y distribución de tallas de las especies capturadas) en relación al ecograma.

Aquellas estaciones, conforme al criterio aplicado, consideradas como la mejor representación de la comunidad de peces pelágicos de una determinada zona, fueron utilizadas para hacer la distribución de los valores de NASC por milla. Para ello se ha aplicado el método descrito por Nakken y Dommasnes (1975) pero, en vez de aplicarlo sobre los valores medios, se ha hecho sobre toda la distribución de tallas de cada especie conforme la siguiente relación:

$$S_A = S_A \frac{w_{li} \cdot \sigma_{bsi}}{\sum_{li} w_{li} \cdot \sigma_{bsi}}$$

donde w_{li} es la proporción en número de la clase de talla l de la especie i , y σ_{bsi} es su correspondiente sección normal retrodifusora (backscattering cross section).



La fuerza del blanco (TS) es tomada en cuenta conforme a la siguiente fórmula:

$$\sigma_{bs_i} = 10^{TS_i/10} \quad (\text{en dB})$$

A su vez la relación entre la talla y el TS se computa conforme a la siguiente fórmula (Simmonds and MacLennan, 2005):

$$TS_{i_i} = 20 \cdot \log(L_i) + b_{20}$$

donde L_i es la clase de talla de la especie i . El valor b_{20i} para las principales especies se muestra en la tabla 8.4.

Tabla 8.4.: Valores de TS (b_{20}) utilizados en este trabajo, su referencia bibliográfica, así como otros valores próximos y sus referencias bibliográficas.

Especie	b_{20}	Referencia	Observaciones	Otros b_{20}	Referencia
<i>Sardina</i>	-72.6	Degnbol et al., 1985	TS para clupeidos	-71.2 -70.4 -74.0 -72.5	ICES, 1982a Patti et al., 2000 Hannachi et al., 2005 Georgakarakos et al., 2011
<i>Anchoa</i>	-72.6	Degnbol et al., 1985	TS para clupeidos	-71.2 -76.1 -71.6 -74.8	ICES 1982a Barange et al., 1996 Zhao et al., 2008 Georgakarakos et al., 2011
<i>Merluza</i>	-67.5	Foote et al., 1986; Foote, 1987		-68.5 -68.1	Lillo et al., 1996 Henderson, 2005; Henderson y Horne, 2007
<i>Boga</i>	-67.5	Foote et al., 1986	Adaptado de gádidos		
<i>Ochavo</i>	-66.2	Fässler et al., 2013			
<i>Trompetero</i>	-82.0	Halvorsen y Reynisson, 1983	Adaptado de <i>Mallotus villosus</i>		
<i>Caballa</i>	-84.9	Edwards et al., 1984; ICES, 2002		-86.4 -88.0	Misund y Betelstad, 1996 Clay y Castonguay, 1996
<i>Jurel</i>	-68.7	Lillo et al., 1996		-68.15 -66.8 -66.5/-67.0(*)	Gutiérrez y McLennan, 1998 Barange et al. (1996) Georgakarakos et al., 2011
<i>Estornino</i>	-68.7	Lillo et al., 1996	Adaptado de jurel (Sawada, com. pers.)	-70.95	Gutiérrez y McLennan, 1998
<i>Bacaladilla</i>	-65.2	Pedersen et al., 2011			

* cálculos para día y noche respectivamente



Indices de presencia de cada especie

Para estos cálculos, cada sector geográfico fue a su vez dividido en dos subestratos de profundidad (inferior y superior a 125 m), en función de su cercanía a costa y a los procesos más asociados a las corrientes de talud. Además el Cantábrico fue dividido en los siguientes sub-sectores:

- Cantábrico Centro-occidental:
 - Golfo de Masma, entre 7°50'W y 7°W
 - Asturias occidental, entre 7°W y 5°50'W
- Cantábrico Centro-oriental:
 - Asturias oriental, entre 5°50'W y 4°18'W
 - Cantabria, entre 4°18'W y 3°30'W
- Cantábrico oriental:
 - Laredo, entre 3°30'W y 2°45'W
 - Euskadi, entre 2°45'W y 1°45'

El índice de prevalencia se calculó mediante un análisis de cociente (quotient), similar al empleado por Lluch-Belda et al. (2011) o Bernal et al. (2007), del siguiente modo:

$$Q_i = \frac{y_i/y}{n_i/n}$$

donde, para cada especie analizada, y_i es el número de lances positivos para una zona y año dado, y es el número total de lances realizado en ese año en esa zona y n_i es de nuevo el número de lances realizado ese año en esa zona y n el número total de lances llevados a cabo en esa zona en el período analizado.

A efectos de representación, el índice obtenido para cada especie fue promediado para todos los años.

Puesto que algunos lances son realizados para identificar una única especie, es posible que el índice de cociente esté sesgado. Por ello, además de este índice se calculó un índice de preferencia, definido como:



$$P_i = \frac{x_i}{x}$$

donde, para cada especie analizada, x_i es el número de años en los que esa especie estuvo presente en las pescas realizadas en una zona y x es el número de años total en los que se han realizado lances en esa zona.

Se considera zona preferente aquella en la que el valor del índice es igual o superior a 0.5 (es decir, presencia en al menos el 50% de los años en los que se han realizado lances).

Centro gravedad

Para cada especie y campaña el centro de gravedad (Woillez et al., 2007) se ha calculado como la media ponderada de cada valor NASC por su posición relativa (variables geográficas). Debido a la particular topografía de la costa española, en vez de utilizar la latitud y la longitud como variables geográficas se usa la profundidad media de cada ESDU y la distancia desde el origen, DO, que es el resultado de elongar la costa española conforme al siguiente algoritmo:

- Localizaciones geográficas con latitud inferior a 43°10' N:

$$DO = 60 \cdot (Lat - 41.5)$$

siendo Lat, la latitud decimal del punto medio de cada ESDU localizada en esta zona.

- Localizaciones geográficas con latitud entre a 43°10' N y longitud 8°W:

$$DO = 60 \cdot (43.1833 - 41.5) + 60 \cdot ((i \cdot lat - 43.1833)^2 + (ilon \cdot \cos(ilat \cdot (\pi/180)) - 6.714441)^2)^{0.5}$$

siendo ilat e ilon las coordenadas a la cual una línea recta normal desde el punto medio de cualquier ESDU dentro de esa región intercepta la línea definida por las siguientes coordenadas geográficas: 43°11'N-9°12.50'W y 43°39.50'N-8°06'W.

- Localizaciones geográficas longitud 8°W y la frontera franco española:

$$DO = 158.329 + 60 \cdot (5.8755324052 + lon \cdot \cos(lat \cdot (\pi/180)))$$



siendo lat y lon las coordenadas geográficas medias de cualquier ESDU dentro de esa región.

Estimación de biomasa

Una vez distribuidos los valores NASC por especie, el área de distribución de cada especie se divide en post-estratos homogéneos en función de estos valores y del análisis de la distribución de frecuencias de tallas, DFT.

Para cada especie, las DFT se obtiene de todos los lances positivos (i.e. aquellas con al menos 30 individuos), bien del total de la captura o por una submuestra. Las diferencias entre sus funciones de densidad de probabilidad son testadas mediante el test de Kolmogorov-Smirnov. Cada post-estrato se define teniendo en cuenta los dos siguientes criterios:

- Criterio de homogeneidad de DFT. El área es subdivida en estratos en cuyo interior las DFT no presentan diferencias significativas en sus funciones de densidad de probabilidad (test de Kolmogorov-Smirnov).
- Criterio de continuidad espacial de los valores de NASC. Sobre los estratos definidos con las DFT, se puede realizar una nueva zonificación en función de las zonas de presencia/ausencia. La ausencia de la especie se fija en sentido normal a la costa cuando en un radial hay tres millas (ESDU) con valor nulo de NASC para la especie en cuestión (i.e. delimitación batimétrica) y en sentido paralelo a la costa cuando en un radial todos los ESDU's son nulos (i.e. delimitación geográfica).

Para cada estrato se calcula la superficie y el valor medio de integración, volviendo a aplicar el método de Nakken y Dommasnes (1975) para una única especie:

$$\bar{s}_A = \bar{s}_A \frac{w_l \cdot \sigma_{bs_l}}{\sum_i w_l \cdot \sigma_{bs_l}}$$

de donde:

$$N_l = A \cdot \bar{s}_A$$

siendo N_l el número de individuos de la clase de talla l ; A es el área, expresada en millas náuticas cuadradas, del estrato; \bar{s}_A y \bar{s}_A son respectivamente el valor medio de integración (NASC) para la especie en el estrato y el NASC medio de la clase de



talla l . La biomasa se calcula en función de la relación talla/peso obtenida en los muestreos biológicos:

$$W_l = N_l \cdot (a \cdot l^b)$$

siendo l la clase de talla y a y b las constantes a calcular de la relación talla/peso.

Este método se ha aplicado para la estimación de la abundancia de sardina, jurel, caballa y lirio al ser éstas las más importantes en el área de estudio.

8.3. RESULTADOS

8.3.1. Índices de presencia

En total se llevaron a cabo 270 estaciones de pesca. Por años el número ha variado entre las 11 llevadas a cabo en 1995 y las 47 realizadas en 2002, siendo la media de 30. 26 de las mismas han sido monoespecíficas. En la figura 8.9 se muestra la distribución de lances por sector y estrato de profundidad.

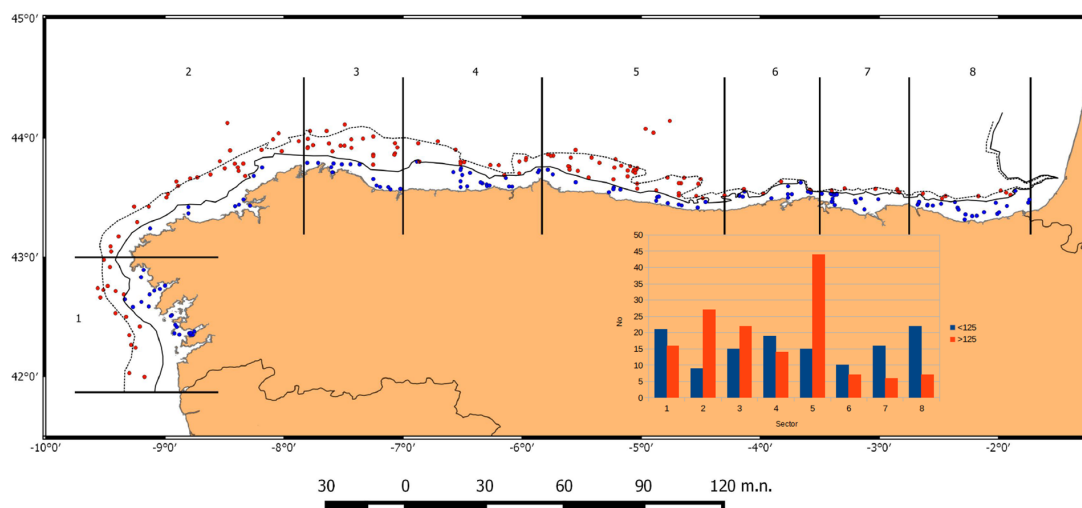


Figura 8.9: Distribución de lances por sector y estrato de profundidad. Además de la isobata de 125 m, se muestra la de 200 m.

Índice de cociente

En la figura 8.10 se muestran los valores del índice de cociente Q_i . En el estrato más costero (<125 m), las especies principales (sardina, caballa, jurel, anchoa y bacala-



dilla), el máximo se alcanza en la zona más distal del Golfo de Vizcaya (sector 8); además, existen un segundo máximo que se localiza en la zona oriental de Asturias (sector 5), si bien en el caso de caballa este máximo se localiza en el estrato 4 (zona occidental de Asturias). Un tercer pico es observable en la zona de las Rías Baixas en la sardina, caballa y anchoa. En el estrato más profundo, destaca el máximo alcanzado por la sardina, también en el sector 5, que es coincidente en este caso con el observado para la caballa. En jurel y bacaladilla también se observa un pico en este sector si bien el máximo en este caso es alcanzado en el sector 2 (Galicia Norte).

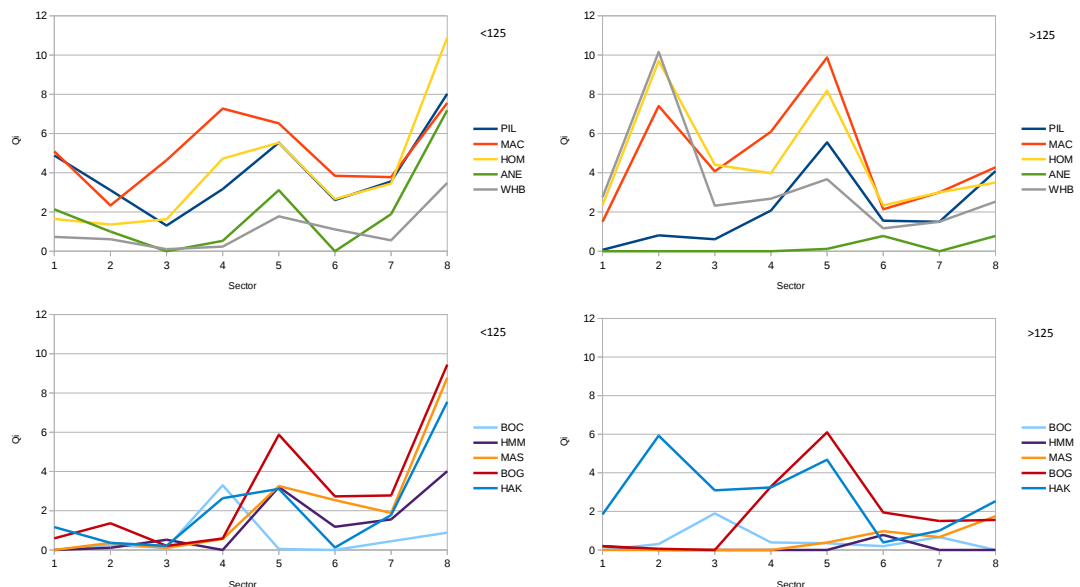


Figura 8.10: Índice de cociente, Q , calculado para las principales especies por sector y estrato de profundidad. Arriba para sardina (PIL), caballa (MAC), jurel (HOM), anchoa (ANE) y bacaladilla (WHB), por estrato (costero <125, profundo, >125). Abajo, ochavo (BOC), jurel mediterráneo (HMM), estornino (MAS), boga (BOG) y merluza (HAK).

Para el resto de las principales especies (ochavo, jurel mediterráneo, estornino, boga y merluza), el esquema de distribución en aguas someras es muy similar, alcanzándose el máximo en la zona distal del Golfo (sector 8), existiendo un pico secundario en el sector 5, que en el caso del ochavo se localiza en el 4. Para el estrato más profundo, la presencia de estas especies es baja salvo en el caso de la merluza, con picos en los sectores 2 y 5, y la boga, con un marcado pico también en el sector 5.



Índice de prevalencia

En la figura 8.11 se muestran los resultados obtenidos para el índice de prevalencia, p_i . La presencia de sardina en los estratos costeros es importante, si bien destaca el valor máximo que alcanza la caballa en todos los sectores del Cantábrico, con valor 1 excepto en la zona distal (sector 8). El jurel también presenta una alta prevalencia en toda la zona estudio. Por el contrario, la anchoa sólo tiene una prevalencia superior al 50% en los dos sectores distales. En el estrato profundo es de nuevo destacable la prevalencia de la caballa y el jurel en todos los sectores, siempre superior a 0.8. Así mismo, es llamativa la prevalencia en aguas profundas de sardina en el sector 5 así como en la zona distal del Golfo. En el caso de bacaladilla, la preferencia por las aguas de Galicia es superior a la observada en otros sectores.

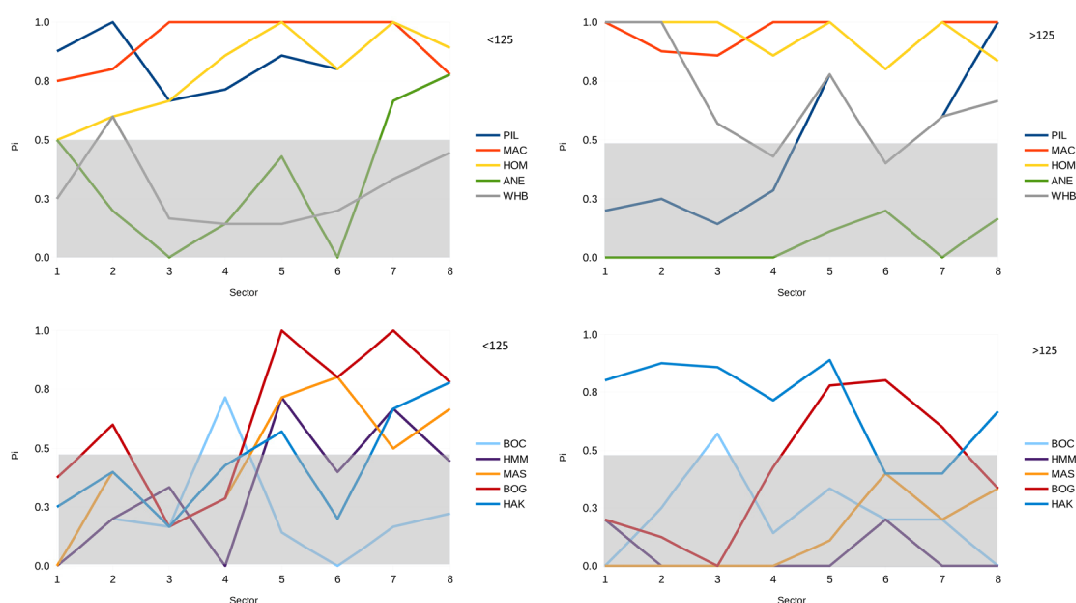


Figura 8.11: Índice de prevalencia, p_i , calculado para las principales especies por sector y estrato de profundidad. Arriba para sardina (PIL), caballa (MAC), jurel (HOM), anchoa (ANE) y bacaladilla (WHB), por estrato (costero <125, profundo, >125). Abajo, ochavo (BOC), jurel mediterráneo (HMM), estornino (MAS), boga (BOG) y merluza (HAK).

Para el resto de las especies, su presencia en zonas costeras es más importante en las zonas interiores del Golfo, si bien en el caso del ochavo esta especie sólo sobrepasa el 0.5 en la zona 4, mientras que la boga también tiene como zona prevalente



las aguas costeras de las Rías Baixas. En el estrato profundo la merluza tiene una distribución prácticamente complementaria a la observada para la boga, con una mayor presencia en las zonas occidentales.

La combinación de ambos, en el que el índice tiene en cuenta el número de lances llevados a cabo en cada zona y el segundo la persistencia de una determinada especie a lo largo del período estudiado, indica que la mayor diversidad específica se encuentra en la zona distal del golfo, si bien sardina jurel y caballa tienen su zona de prevalencia localizada en la zona central del Cantábrico (Asturia) que es, además, en que más se expande su distribución. En el caso de la bacaladilla, a pesar de que en la zona de las Rías Baixas se ha encontrado en todo los años, su índice de cociente es muy bajo con respecto al observado en la zona de Galicia Norte, lo que está indicando que su presencia es relativamente baja, circunscrita a una serie limitada de lances, siendo similar a lo observado para el jurel y la caballa.

Tabla 8.5.: Localización de cada baricentro en función de la profundidad (m) y distancia lineal al origen -distancia- (millas). Se muestra también la desviación típica y el intervalo de confianza para ambas variables.

Especie: PIL									
	1992	1993	1995	1997	1998	1999	2000	2001	2002
Profundidad	76.35	121.32	61.04	58.25	74.91	62.28	84.96	57.80	70.92
D.t.	88.92	465.68	109.53	74.96	187.43	99.19	104.64	178.01	495.66
I.c.	10.61	40.69	16.69	8.94	25.17	13.20	13.58	22.32	66.41
Distancia	256.13	220.78	91.55	226.62	141.67	183.51	237.30	120.58	167.18
D.t.	345.17	542.29	261.71	334.12	379.30	361.84	425.47	526.24	1046.28
Ic	41.17	47.38	39.93	39.85	51.00	48.20	55.29	66.06	140.35
Especie: MAC									
	1992	1993	1995	1997	1998	1999	2000	2001	2002
Profundidad	198.30	223.86	176.64	230.52	182.81	130.27	156.92	147.42	120.25
D.t.	122.41	279.48	109.13	272.10	130.60	151.89	145.51	92.41	110.69
I.c.	14.60	24.42	16.63	32.46	17.54	20.21	18.89	11.59	14.83
Distancia	227.00	242.41	203.95	249.84	233.54	322.65	280.61	271.43	236.63
D.t.	115.22	176.25	127.13	159.36	135.00	97.01	243.72	183.83	125.51
Ic	13.74	15.40	19.40	19.01	18.15	12.92	31.67	23.08	16.84
Especie: HOM									
	1992	1993	1995	1997	1998	1999	2000	2001	2002
Profundidad	198.30	223.86	176.64	230.52	182.81	130.27	156.92	147.42	120.25
D.t.	122.41	279.48	109.13	272.10	130.60	151.89	145.51	92.41	110.69
I.c.	14.60	24.42	16.63	32.46	17.54	20.21	18.89	11.59	14.83
Distancia	227.00	242.41	203.95	249.84	233.54	322.65	280.61	271.43	236.63
D.t.	115.22	176.25	127.13	159.36	135.00	97.01	243.72	183.83	125.51
Ic	13.74	15.40	19.40	19.01	18.15	12.92	31.67	23.08	16.84



Capítulo 8. Estudio (...) de la abundancia de poblaciones pelágicas en el litoral norte español (...)

Especie: ANE									
	1992	1993	1995	1997	1998	1999	2000	2001	2002
Profundidad	132.08	122.07	106.38	116.85	147.91	51.74	130.06	115.38	50.36
D.t.	119.46	34.80	137.86	4.04	104.88	3.01	17.69	32.41	5.40
I.c.	14.25	3.04	21.00	0.48	14.09	0.40	2.30	4.06	0.72
Distancia	170.75	288.57	121.80	420.04	201.03	372.03	284.55	378.49	398.89
D.t.	231.67	116.94	196.43	3.17	142.71	1.25	57.29	98.22	6.58
Ic	27.63	10.22	29.97	0.38	19.19	0.17	7.45	12.33	0.88

Especie: BOC									
	1992	1993	1995	1997	1998	1999	2000	2001	2002
Profundidad	129.12	143.40	153.18	112.65	114.01	131.87	141.27	123.21	115.06
D.t.	14.67	14.96	29.57	4.21	40.22	39.82	61.90	12.80	10.88
I.c.	1.75	1.31	4.50	0.50	5.40	5.30	8.03	1.61	1.46
Distancia	209.85	170.13	154.38	217.04	248.19	202.26	211.22	212.58	213.79
D.t.	16.97	30.72	10.65	7.02	61.94	69.80	37.67	23.14	15.15
Ic	2.02	2.68	1.62	0.84	8.33	9.30	4.89	2.90	2.03

Especie: WHB									
	1992	1993	1995	1997	1998	1999	2000	2001	2002
Profundidad	264.05	395.93	172.23	317.50	363.91	175.11	243.27	164.76	145.34
D.t.	780.57	1245.01	227.78	1153.39	480.44	147.12	138.05	43.73	55.03
I.c.	93.11	108.78	34.70	137.58	64.52	19.57	17.92	5.48	7.37
Distancia	165.03	161.23	180.59	223.40	221.07	247.18	219.61	119.12	255.56
D.t.	428.51	511.50	317.06	504.85	221.02	97.62	110.30	106.47	73.00
Ic	51.11	44.69	48.38	60.22	29.72	13.00	14.33	13.37	9.79

Especie: HMM									
	1992	1993	1995	1997	1998	1999	2000	2001	2002
Profundidad	157.47	139.64	na	na	81.19	71.54	62.37	60.33	49.48
D.t.	26.22	38.56	na	na	47.82	13.60	4.65	23.43	11.56
I.c.	3.13	3.37	na	na	6.42	1.81	0.60	2.94	1.55
Distancia	337.37	411.54	na	na	330.88	388.29	345.83	324.93	310.30
D.t.	16.27	4.99	na	na	35.71	24.70	10.97	31.88	6.43
Ic	1.94	0.44	na	na	4.80	3.29	1.43	4.00	0.86

Especie: MAS									
	1992	1993	1995	1997	1998	1999	2000	2001	2002
Profundidad	na	na	95.21	90.20	75.74	59.90	77.90	65.64	98.65
D.t.	na	na	5.73	13.78	20.90	21.54	6.78	33.31	70.83
I.c.	na	na	0.87	1.64	2.81	2.87	0.88	4.18	9.49
Distancia	na	na	385.26	331.60	376.22	358.86	400.35	352.90	318.49
D.t.	na	na	4.25	11.67	18.08	49.04	16.61	55.50	22.12
Ic	na	na	0.65	1.39	2.43	6.53	2.16	6.97	2.97

	Especie: BOG								
	1992	1993	1995	1997	1998	1999	2000	2001	2002
Profundidad	225.68	122.86	96.77	90.75	94.71	68.02	65.04	77.74	163.40
D.t.	51.64	149.67	53.72	24.86	82.41	74.77	22.69	66.74	98.26
I.c.	6.16	13.08	8.18	2.97	11.07	9.95	2.95	8.37	13.16
Distancia	271.52	328.07	374.50	326.50	324.47	316.59	319.01	326.08	329.35
D.t.	13.75	73.89	66.33	17.20	47.59	80.96	40.99	55.38	45.46
Ic	1.64	6.46	10.12	2.05	6.40	10.78	5.33	6.95	6.10
	Especie: HAK								
	1992	1993	1995	1997	1998	1999	2000	2001	2002
Profundidad	na	na	132.94	216.08	170.25	128.45	144.98	138.33	124.44
D.t.	na	na	23.13	107.77	136.51	23.53	16.17	20.54	22.77
I.c.	na	na	3.52	12.85	18.33	3.13	2.10	2.58	3.05
Distancia	na	na	70.54	243.77	194.51	211.07	121.11	219.64	243.07
D.t.	na	na	77.57	72.79	178.53	37.71	34.26	36.18	44.11
Ic	na	na	11.84	8.68	24.00	5.02	4.45	4.54	5.92

8.3.2. Centro de gravedad

En la tabla 8.5 y figura 8.12 se muestran los centros de gravedad junto con las frecuencias acumuladas medias en función tanto de la profundidad como de la distancia desde el origen. En general, todas las especies presentan una gran variabilidad en sus centros de gravedad que se reflejan tanto en la desviación estándar como en el intervalo de confianza.

En sardina, la profundidad media ha fluctuado entre los 57 y los 120 m, con el 90% de la frecuencia acumulada de energía ecointegrada localizadada hacia los 150; además esta especie presenta una gran dispersión en la localización geográfica debida, principalmente, a la abundancia observada en las Rías Baixas, donde se acumula hasta el 50% de la energía, y en el Cantábrico, donde en términos medios se produce un cambio de pendiente en la frecuencia acumulada en las cercanías de Cabo Ajo. El peso relativo de la abundancia en ambas zonas hace que el centro de gravedad se desplace entre Galicia Norte y el Golfo de Masma, zonas en las que la abundancia es mucho menor.

Situación similar se observa también en el caso de la anchoa donde la presencia en algunos casos de anchoa tanto en las Rías Baixas como, en menor medida, en el Cantábrico Central, hace que en algunos años los centros de gravedad se sitúen en



esas zonas, de ahí que fluctúe entre la esquina del Golfo de Vizcaya, zona preferente de esta especie acumulando en promedio el 40% de la energía ecointegrada, y el oeste del Cantábrico. Destaca también en esta especie la presencia de cardúmenes densos localizados en las zonas próximas al talud, de ahí que alrededor del 20% de la energía media acumulada se sitúe en esa profundidad, si bien en este caso la mayor parte de los cardúmenes fueron detectados en la campaña llevada a cabo en 1995.

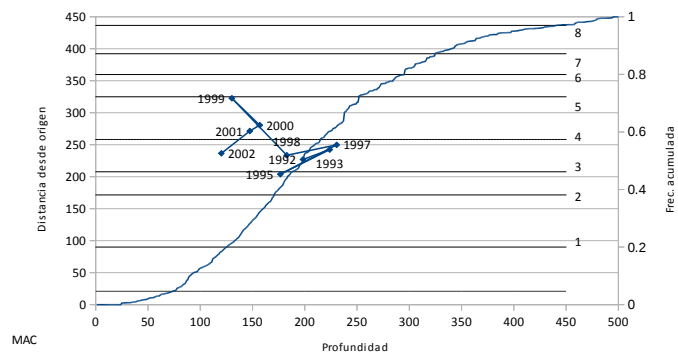
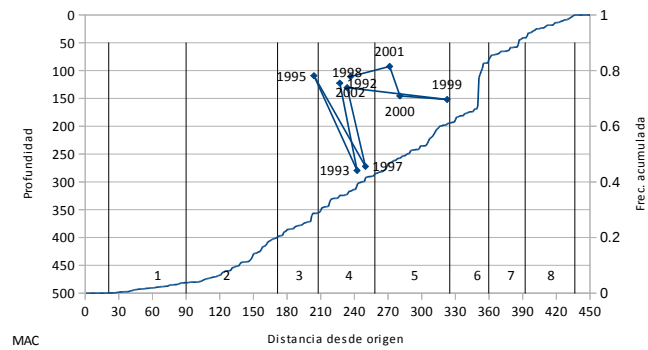
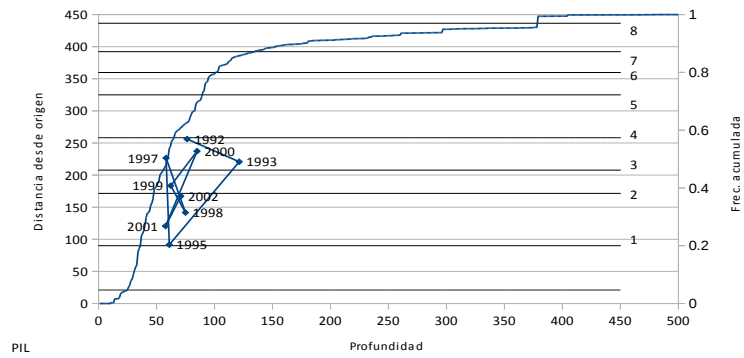
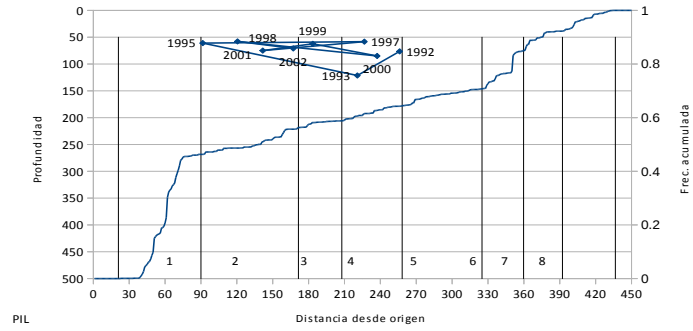
Los centros de gravedad de caballa y el jurel son más estables en relación a la distancia. Para la primera, existe, al igual que lo observado para sardina, un cambio significativo de pendiente en la zona próxima a Santander, donde se acumula aproximadamente un 10% en promedio de la energía acumulada; para el jurel esta situación ocurre en la zona de las Rías Baixas. Para ambas, el rango de variación en profundidad es semejante, si bien para la caballa, entre los 100 y los 250 apenas hay variación en la pendiente, lo que significa que dentro de ese rango, la densidad acústica ha sido muy similar. En el caso del jurel este rango es más estrecho, situado entre los 150 y los 250 m, esto es cerca del talud.

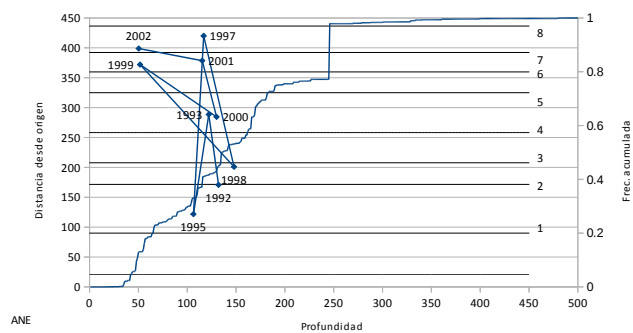
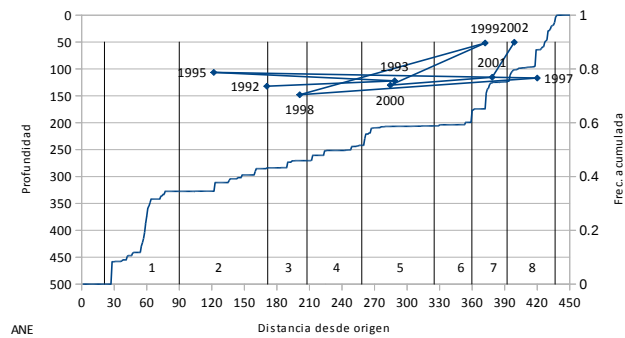
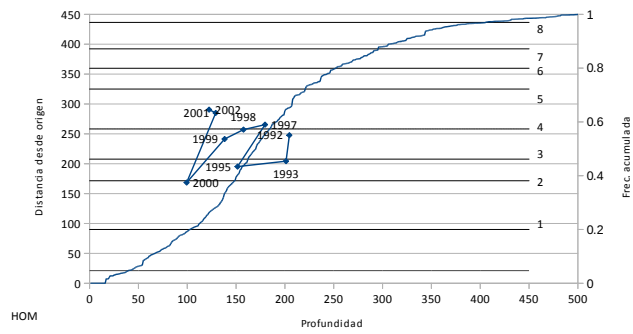
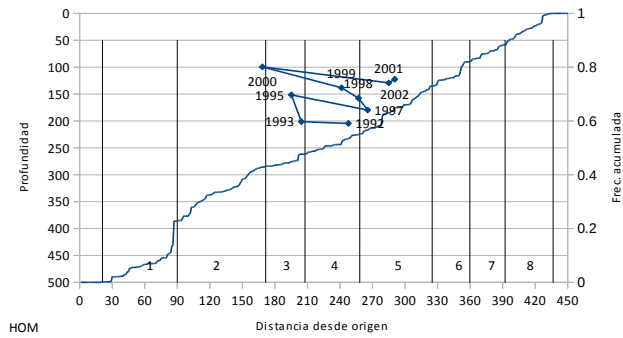
Para la bacaladilla la situación es semejante a la observada en caballa en relación a la profundidad, pero el rango en el cual la pendiente apenas varía es más amplio, entre los 150 y los 375 m. Entre estas profundidades han fluctuado cada año los centros de gravedad. Por otra parte, las zonas más densas se han localizado en las zonas occidentales, especialmente en el norte de Galicia.

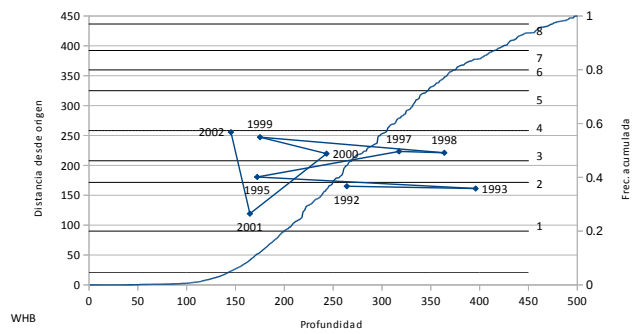
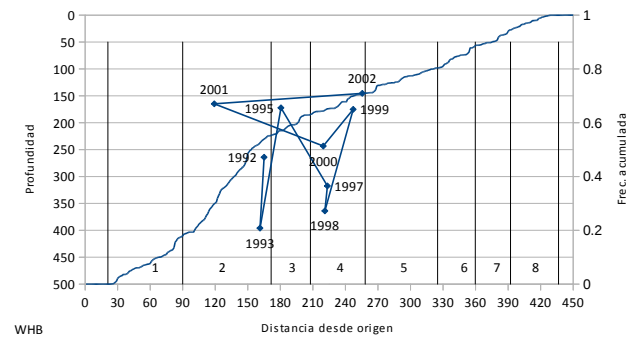
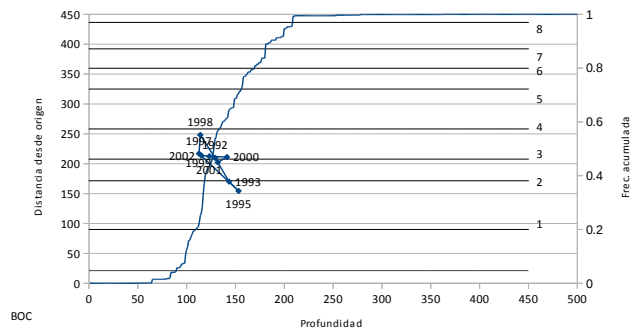
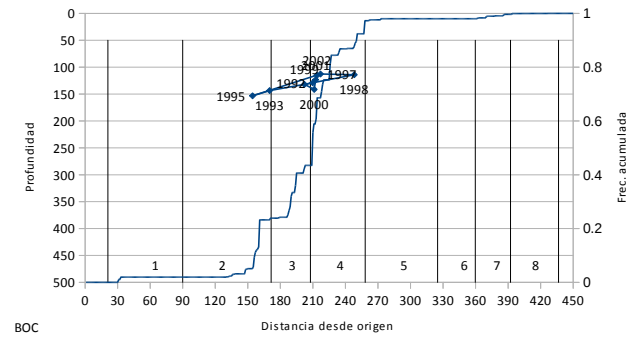
El ochavo ha tenido su área de distribución preferente entre el norte de Galicia y el Cabo Peñas, sin apenas variación. De igual manera la profundidad preferente se ha situado entre los 100 y los 200 m de profundidad, sin apenas variación interanual, tanto en distancia como en profundidad; es además la especie que presenta menores valores de desviación típica y, consecuentemente, en el intervalo de confianza.

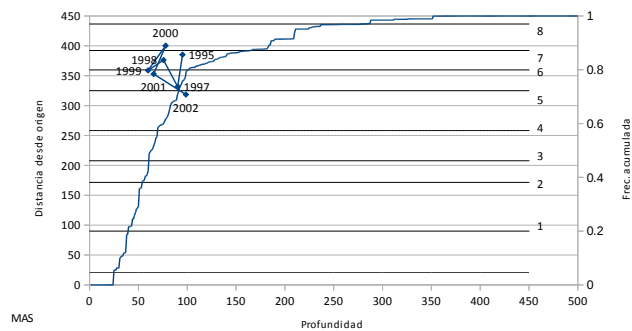
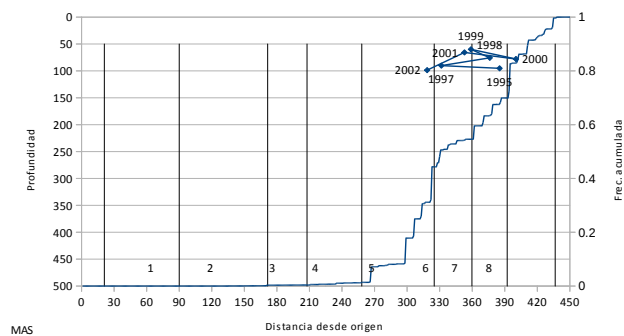
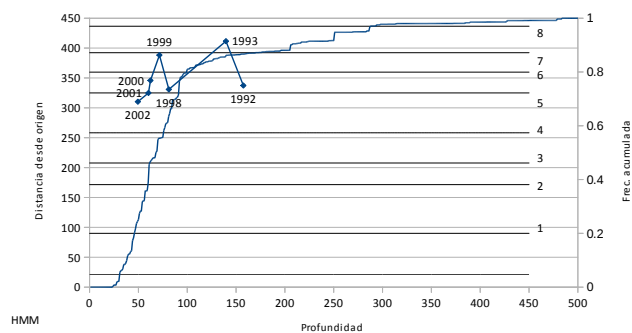
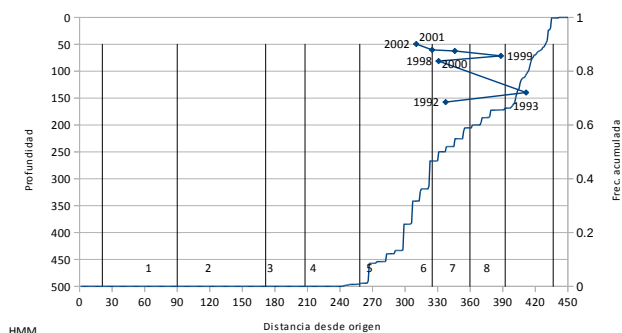
El jurel mediterráneo y el estornino son dos especies claramente de la zona distal del Golfo de Vizcaya, siendo más variable la profundidad media. La boga también tiene su centro de gravedad hacia el este, si bien, ha acumulado más energía entre Cabo Peñas y Cabo Ajo que las otras. Además, las tres especies son eminentemente costeras, acumulando las dos primeras más del 80% de la energía en aguas inferiores a 100%; la boga, si bien acumuló el 60% de la energía en las aguas costeras, también tiene una importante presencia entre los 100 y los 250 m.











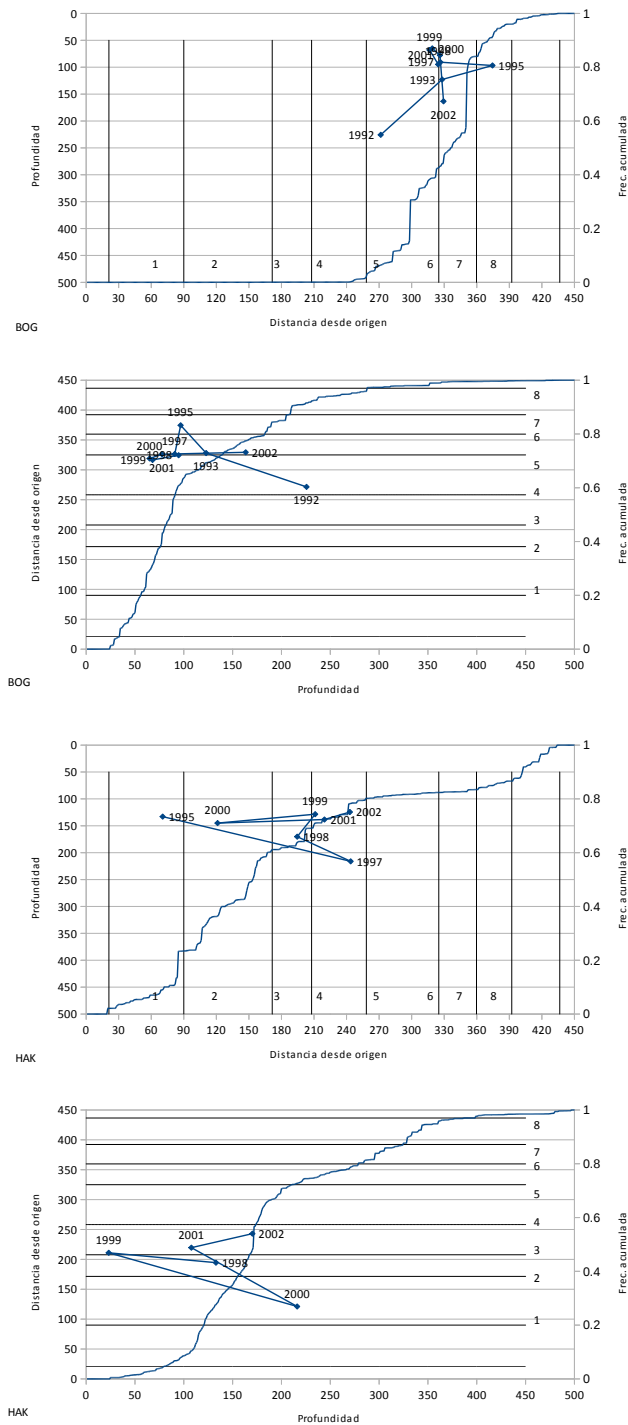


Figura 8.12.: Baricentro de la distribución de la energía acústica (NASC) de las principales especies por año. Se muestra también la numeración de las zonas geográficas (ver fig. 8.4.) así como la frecuencia acumulada para la distancia (izquierda) y la profundidad (derecha). Sardina (PIL), caballa (MAC), jurel (HOM), anchoa (ANE), bacaladilla (WHB), ochavo (BOC), jurel mediterráneo (HMM), estornino (MAS), boga (BOG) y merluza (HAK).



8.3.3. Estimación de biomasa

En la figura 8.13a se muestra el resultado de la evaluación de sardina. Se observan dos períodos de gran abundancia, con máximos en 1993 y 2002, este último como consecuencia del fuerte reclutamiento ocurrido en 2001, donde más del 60% de los individuos tenían talla inferior a los 17cm. Salvo ese año, así como en 1998 y ligeramente en 1999, la población de sardina estuvo dominada por individuos adultos, preferentemente localizados en el Cantábrico, con tendencia a ocupar mayor superficie conforme aumenta tanto la densidad como el tamaño de la población, si bien no es tan clara como en otras especies ($R^2=0.50$). En general, el área de distribución tiende a ser más amplia y menos densa en el Cantábrico mientras que en las zonas occidentales, especialmente en las Rías Baixas, tiende a ser más aislada pero mucho más densa, formando manchas sin aparente continuidad entre ellas.

Para el jurel, la estructura en tallas de la población es muy compleja, sin haber un patrón definido a lo largo de la serie histórica analizada, y sin apenas existir relación entre la estructura estimada para un año y la estimada en el siguiente (figura 8.12b). En general, domina la población no adulta (recluta y juvenil) salvo en los años 1998, 2000 y 2001 en los que el número de adultos representó más del 75% de población estimada. Es, precisamente, esta dominancia de individuos no adultos, posiblemente provenientes de reclutamientos exitosos acontecidos en diferentes meses dentro del período de puesta, lo que podría explicar esta heterogeneidad en la estructura de tallas. El área de distribución parece también aumentar en función del tamaño de la población pero la correlación entre ambas variables es muy baja ($R^2=0.26$), siendo, sin embargo, muy alta la existente entre el número de individuos y la densidad ($R^2=0.89$). Ello es debido a que en los años de mayor abundancia estimada (1995 y 1998) el área ocupada apenas aumentó con respecto a los años de menor abundancia, como 1992 o 1993, si bien en el año 2000 si parece haber ocurrido una disminución significativa del área de distribución.

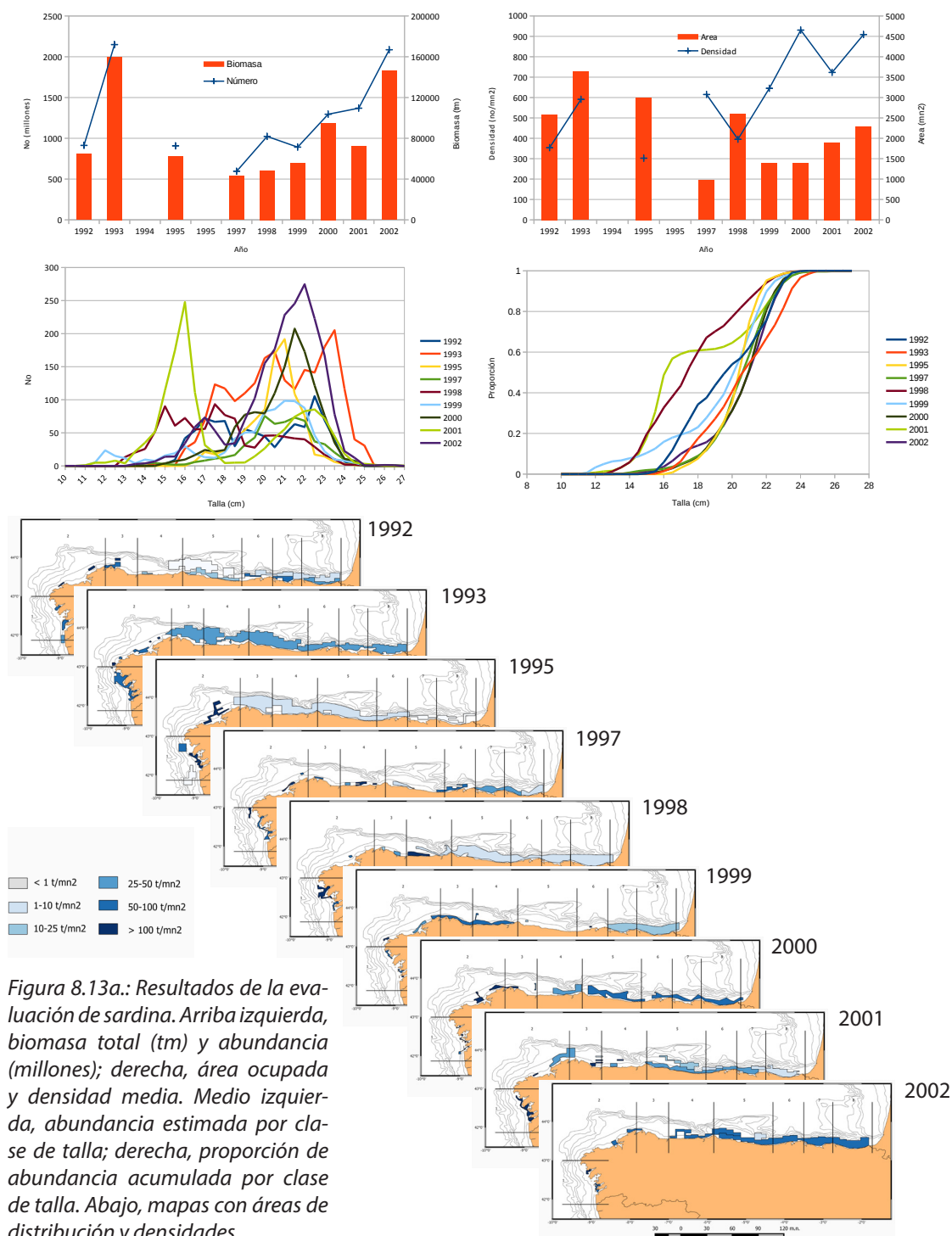
La caballa es la especie más abundante durante la primavera. Al contrario que el jurel, muestra una estructura de tallas muy estable a lo largo de la serie histórica, con dos modas, una correspondiente a la fracción adulta del componente de puesta del sur de la población, y la otra, variable, en función de la fuerza del reclutamiento. Así los 1998 y especialmente los años 2000 y 2001, los individuos jóvenes prevalecen sobre los adultos. Para esta especie, la correlación entre área y densidad es muy alta ($R^2=0.98$), por lo que los aumentos en el tamaño de la población se traducen en un aumento de la densidad, sin apenas variar el área de distribución.

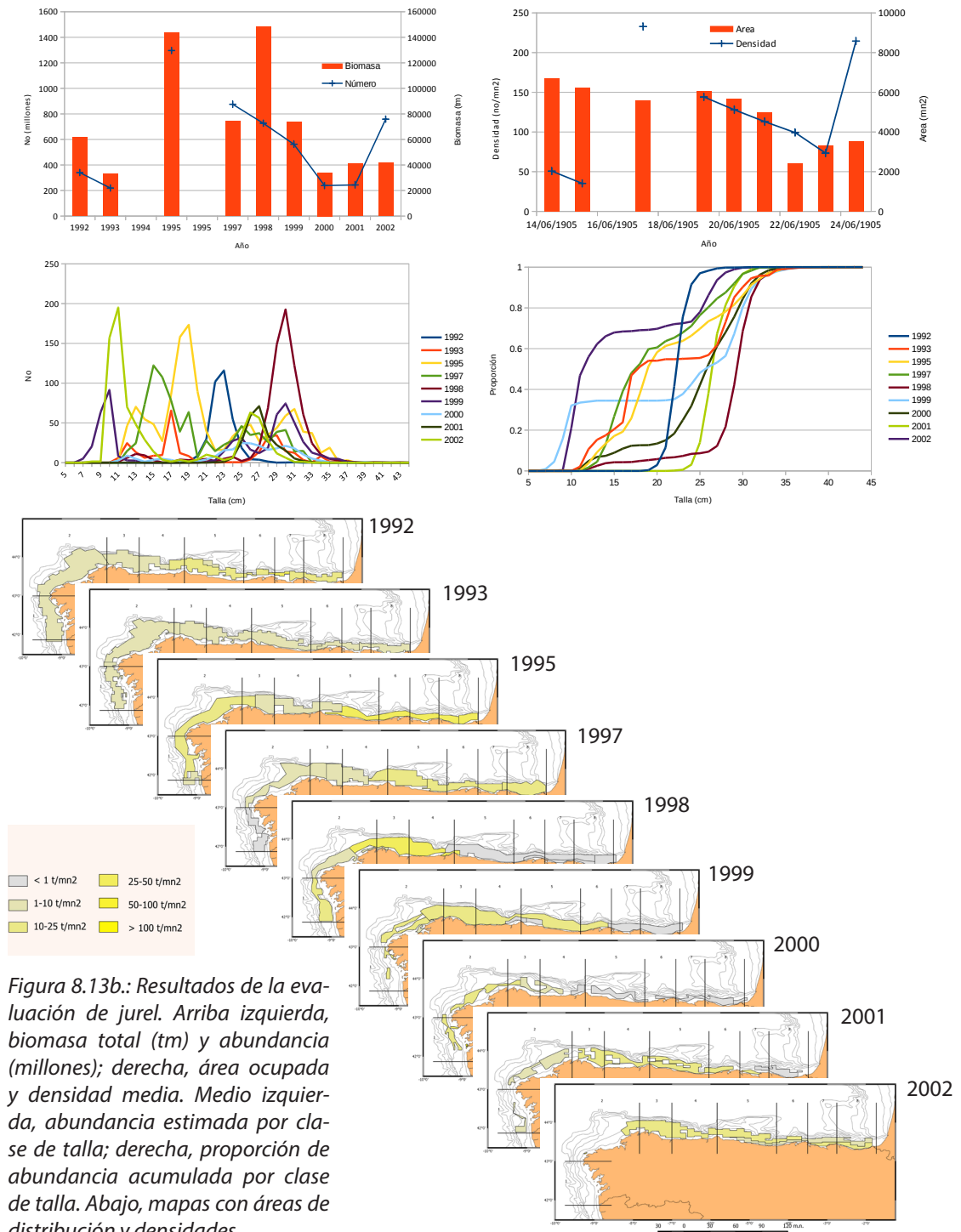


La población de bacaladilla presente en las aguas prospectadas sufrió una drástica disminución a partir de 1997, con una disminución notable del área de distribución que, en algunas zonas, llegó a ser prácticamente total. Además esta disminución en tamaño se corresponde también con una disminución de la densidad, siendo la correlación entre ambas variables (tamaño en número y densidad) la más alta de las observadas en las especies analizadas ($R^2=0.95$); además la correlación entre la densidad y el área también es alta ($R_2=0.72$), por lo que, a diferencia de lo visto en las otras especies, en ésta los descensos en el tamaño de la población se ven acompañados por un descenso similar en el área y en la densidad (i.e. a menor tamaño, menor área de distribución pero también menor densidad). Por otra parte, la estructura de la población ha permanecido bastante estable a lo largo del período analizado, con predominancia de individuos jóvenes (< 20 cm).

Para esta especie, parece existir una correlación entre la profundidad media de la distribución y la biomasa, situándose el centro de gravedad de la misma a mayor profundidad cuanto mayor es el tamaño de la población. Aunque este principio no se sigue para los años 1998 y 2000, para el resto de los años, la tendencia es significativa y explica el 86% de variabilidad entre la biomasa y la profundidad media de la distribución de la población.







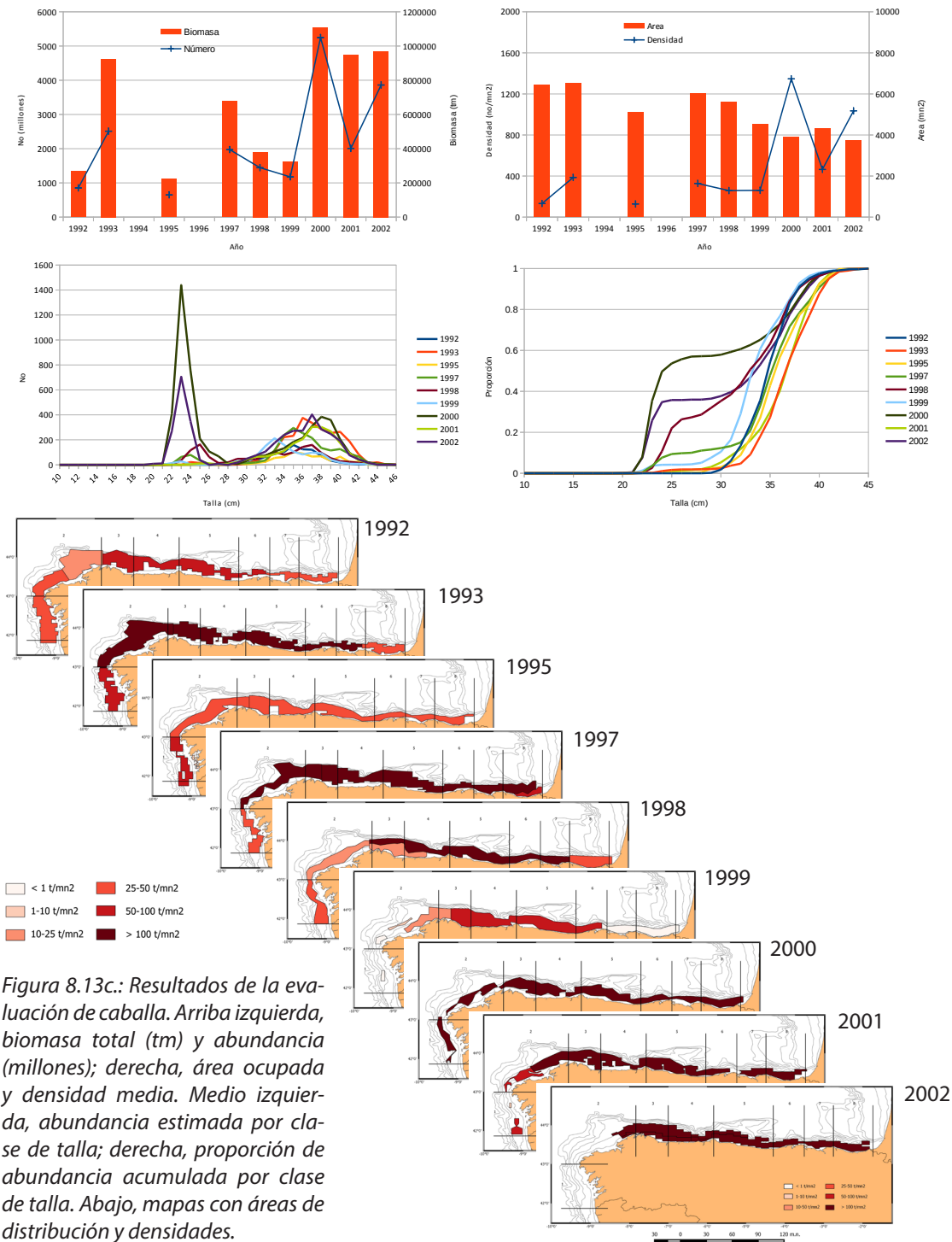
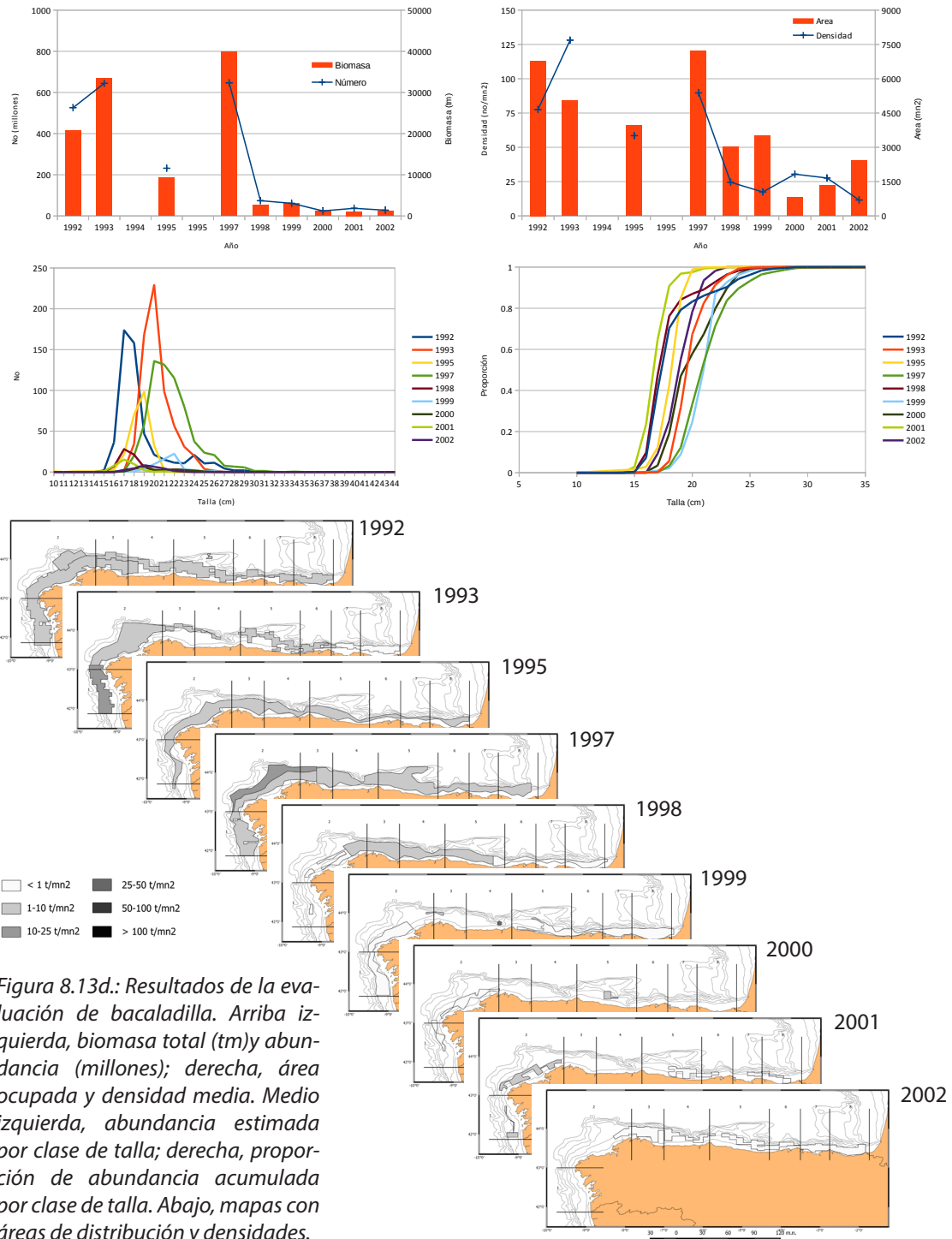


Figura 8.13c.: Resultados de la evaluación de caballa. Arriba izquierda, biomasa total (tm) y abundancia (millones); derecha, área ocupada y densidad media. Medio izquierda, abundancia estimada por clase de talla; derecha, proporción de abundancia acumulada por clase de talla. Abajo, mapas con áreas de distribución y densidades.





8.3.4. Comparación con las estimaciones previas de sardina

La comparativa con las anteriores evaluaciones estimadas para sardina se muestran en la figura 8.14. Las diferencias son menores del 10% salvo para el año 1995. En este caso, las diferencias son debidas a un único cardumen que con el nuevo método ha sido asignado a sardina, cuya contribución a la biomasa de sardina de ese año ha sido muy alta, cuya contribución al valor medio de energía eointegrada ha sido casi del 50%. Además dicho cardumen también ha contribuido para que en ese año el baricentro de la distribución de sardina esté más desplazado hacia Galicia. En la anterior evaluación, dicho cardumen fue tratado como un valor aberrante o outlier.

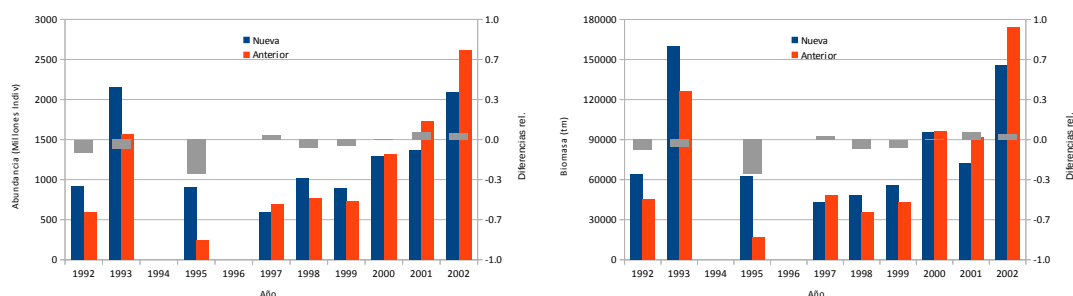


Figura 8.14.: Comparación entre las evaluaciones de sardina anteriores (color rojo) y las presentadas en esta tesis (color azul). A la izquierda, las estimaciones en número y a la derecha en biomasa.

Por otra parte, la estructura de tallas apenas ha variado las mayores diferencias en el estadístico de Kolgomorov-Smirnov se han dado el año 1993, con un valor de 0.13 (figura 8.15), bastante inferior al umbral para diferencias significativas. En vistas de estos resultados se puede concluir que, para sardina y excluyendo el año 1995, las diferencias entre ambos métodos son menores, manteniéndose las tendencias en ambos casos muy similares (coeficiente de correlación, $R^2=0.85$), por lo que la evaluación de esta especie no se vería afectada por esta nueva estimación.

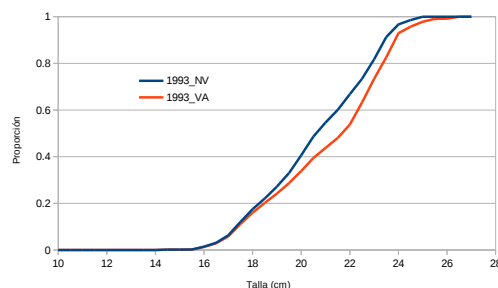


Figura 8.15.: Comparación entre las frecuencias acumuladas de la estructura de tallas derivada de la evaluación de sardina de 1993 (anterior evaluación en rojo, nueva en azul).



8.4. DISCUSIÓN

En este capítulo se ha estimado el área de distribución así como su centro gravedad y el tamaño de las principales poblaciones de peces pelágicos en el litoral norte español en primavera entre los años 1992 y 2002, con la excepción de los años 1994 y 1996. Las condiciones oceanográficas generales, analizadas en González-Nuevo (2015), fueron usadas para establecer una serie de zonas geográficas en las cuales algunos de los principales procesos oceanográficos (afloramiento, frentes halinos, etc) o características topográficas (anchura de la plataforma, cañones, tipo de talud) presentan una mayor probabilidad de ocurrencia que en las áreas vecinas, lo que, en definitiva, ha permitido analizar de forma discreta la distribución de las principales especies a partir de las estaciones de pesca en términos de presencia/ausencia y su preferencia por determinados hábitats. Estas técnicas de discretización han sido también utilizadas para el análisis de series temporales de variación de ocurrencia de especies en relación a variables oceanográficas como en Montero-Serra et al. (2015).

Por otra parte, el número de procesos y características oceanográficas usados para discriminar entre áreas es una muestra de la complejidad real que existe y, aunque las zonas geográficas coinciden con la máxima probabilidad de ocurrencia de los más importantes, los hábitats de los peces no tienen una frontera prefijada ya que éstos también están sujetos a fenómenos densodependientes, contrayéndose y expandiéndose en función, entre otras causas, de la abundancia de la especie (Barange et al., 2009). No obstante, aunque las poblaciones analizadas en este capítulo han sufrido importantes cambios en biomasa que han afectado a su distribución espacial, éstas, en caso de contracción por disminución importante del tamaño de la población, se situarían en su hábitat más preferente, resaltando el mismo (McCall, 1990).

El análisis de los resultados de las estaciones de pesca para las principales especies pelágicas se ha hecho de forma cualitativa en términos de presencia/ausencia ya que durante las campañas de acústica las estaciones de pesca persiguen diferentes objetivos. En relación al objetivo de estimación de biomasa por ecointegración, las pescas se dirigen o bien a la identificación de especies, pudiendo ser realizadas en contextos multiespecíficos para tipificar la comunidad pelágica o exclusivamente sobre una ecotrazas en particular, para su identificación con fines de asignación directa o corroboración de la especie pre-asignada. Igualmente pueden realizarse sobre ecotrazas conocidas para analizar posteriormente la estructuración espacial



de las tallas. Pero además, la serie PELACUS, sirve también para suministrar muestras de sardina, jurel y caballa principalmente para la estimación de los parámetros necesarios para la estimación de la abundancia de la biomasa desovante de esas especies mediante la aplicación del método de producción de huevos (anual o diario) (Bernal et al., 2011a; Bernal et al., 2011b; ICES 2014c), lo que obliga a realizar pescas específicas sobre esas especies. Por ello el índice de cociente debe ser acompañado por el índice de ocurrencia que engloba a todas las pescas realizadas en ese estrato particular y año asignando valor 1 ó 0, ya que es posible que tanto sardina (especialmente) como jurel y caballa tengan una representación en algunas pescas realizadas ese estrato mayor a la esperable al haber sido éstas realizadas para otros objetivos de la campaña y no para la caracterización de la comunidad pelágica.

Jurel y caballa son las especies que son capaces de explotar todos los hábitats presentes en el norte de España, siendo su presencia casi permanente en el Cantábrico, mientras que el ochavo parece tener el área de distribución más restringida a aquellas aguas más oceánicas y con menor presencia de fenómenos costeros como frentes halinos, siendo muy baja su presencia al sur de Fisterra, esto es, en la influencia del modo polar del Agua Central del Este Noratlántico, ENACWsp. De igual modo, el jurel mediterráneo, el estornino y, en menor medida la boga, muestran preferencia por los hábitats localizados en la influencia del Agua Central del Golfo de Vizcaya (BBCW). Por su parte la anchoa parece estar más asociada a la presencia de frentes halinos, mientras que la sardina no muestra un especial patrón aunque su presencia es más escasa en la costa norte de Galicia. Estos resultados son bastante coincidentes con los expuestos en Santos et al., (2013) en el análisis los resultados de las pescas obtenidos en las campañas PELACUS entre 2005 y 2011. En este trabajo también se han encontrado diferencias significativas en la presencia de especies en función de la profundidad y áreas, si bien la estratificación ha sido similar aunque no la misma.

El análisis pormenorizado de la distribución espacial se ha llevado a cabo analizando los valores asignados de energía ecointegrada (NASC) a las principales especies. En las campañas acústico-pesqueras, éstos reflejan mejor la abundancia relativa de cada especie, al tener en cuenta tanto la mejor representación de la comunidad pelágica, derivada tanto de las pescas consideradas representativas de las mismas como de las asignaciones directas, como los propios con los valores de integración. Además al tener un muestreo más continuado y extenso, permite obtener una distribución espacial más precisa que la obtenida con las pescas sobre el área prospectada. Woillez et al. (2007) hacen una descripción pormenorizada de índices



espaciales para identificar patrones de distribución espacial y su evolución divididos en índices de localización, ocupación del espacio y dispersión. En el presente trabajo sólo se han analizado los primeros ya que tanto para los segundos como para los terceros se entiende necesario definir a priori el área preferente o hábitat preferente (Zwolinsky et al., 2010; Zwolinsky et al., 2011). Además, dada la diferente orientación de la costa, no es posible usar directamente latitud y longitud como coordenadas, siendo necesario sustituirlas por la profundidad, que en la costa occidental es equiparable la longitud mientras que en el Cantábrico a la latitud, y por la distancia a un origen situado en el extremo sur del área prospectada (norte de Portugal) que complementa a la profundidad. En este trabajo, en vez de usar dos segmentos para esta nueva coordenada, se han usado tres, con uno específico para el Golfo Ártabro, dada la distinta orientación que tiene con respecto tanto a la zona de las Rías Baixas, con dirección principal 0-180°, como con el Cantábrico (90-270°). Por otra parte se ha calculado también la frecuencia acumulada de energía de integrada por especie para cada nueva coordenada, lo que permite determinar tanto la profundidad de máxima concentración como las zonas a lo largo de la costa donde éstas ocurren. A efectos gráficos, tan sólo se ha representado la frecuencia acumulada media de la serie histórica que permite derivar la preferencia media de cada especie tanto de en términos de profundidad como de localización geográfica a lo largo de la costa prospectada.

En general, los indicadores de distribución espacial basados en la energía acústica asignada a cada especie confirman los resultados obtenidos mediante el análisis de las pescas. La anchoa tiene un patrón de de distribución espacial muy definido, con los máximos de abundancia localizados en las Rías Baixas, compartido con sardina, así como en la parte más distal del Golfo de Vizcaya, donde se localiza en esta época del año el grueso de los adultos de la población del Golfo de Vizcaya (Petitgas et al., 2010); para la anchoa, la presencia de densos bancos en una u otra zona determinan la posición relativa de su centro de gravedad. Sin embargo, ambas especies difieren en cuanto a la profundidad, ya que ha sido frecuente observar densos cardúmenes de anchoa en zonas próximas al talud, más esporádico en el caso de sardina. Por otra parte la gran concentración de anchoa observada en el año 1995 en aguas de Galicia y que han determinado que el centro de gravedad calculado para ese año sea el más occidental, dió lugar, posteriormente, a un incremento importante y excepcional de las capturas de esta especie en todas las Rías Baixas y norte de Portugal (ICES, 1997). De igual manera, tanto los centros de gravedad como las frecuencias acumuladas en función de la distancia confirman la preferencia del jurel mediterráneo, boga y estornino por la zona más interior del Golfo de Vizcaya. La



escasa presencia en el resto de las zonas de esta última especie ha sido también confirmada por la baja densidad que observada tanto en las campañas como en la pesquería desarrollada en las aguas del norte de Portugal, siendo, sin embargo, abundante en el Golfo de Cádiz y sur de Portugal (Martins et al., 2013).

La distancia entre radiales usada en PELACUS fijada en 8 millas, permite establecer con precisión los coeficientes de variabilidad de aquellas especies cuyo alcance medio de la autocorrelación espacial sea superior a esa distancia. Sin embargo esta distancia de 8 millas podría ser más amplia de la requerida para mejorar la precisión de las estimaciones de sardina y anchoa, cuyos alcances en correlación espacial tienden a ser menores, especialmente a valores bajos de biomasa. Por otro lado, las grandes variaciones que se han observado también en los centros de gravedad en estas especies impide incrementar la intensidad de muestreo a priori en zonas de previsible mayor abundancia, lo que obliga a realizar un muestreo sistemático. Comparado con otras campañas similares, principalmente orientadas a pequeños pelágicos (i.e. anchoa y sardina en Perú), el coeficiente de variación podría estar oscilando entre un 9 y un 25% (Simmonds et al., 2009) en función del año y de la especie considerada.

El diseño de campaña se varió en 1994 adoptando una parrilla compuesta por radiales paralelos entre sí y normales a la costa en vez de la parrilla de muestreo en zig/zag. Aunque ésta última realiza un muestreo más intenso, en la zona de los picos se puede producir una sobrestimación tanto de la media como de la varianza si las zonas de giro (i.e. picos) coinciden con las zonas de máxima probabilidad de alta densidad de una especie (Simmonds et al., 1992). Además, a partir de 1998 el área prospectada se redujo desde la isobata de los 1000 m a la de 200 o hasta el talud si éste se encontraba próximo a los 200 m. Esta reducción del área prospectada ha afectado de forma especial al norte de Galicia (VIIIc-Oeste), en donde la distancia entre la isobata de 200 y la de 1000 es muy amplia, por lo que unas 1280 millas náuticas cuadradas dejaron de ser prospectadas en relación a las campañas llevadas a cabo en 1992, 93 y 97. Sin embargo, esta variación del área prospectada no parece estar relacionada con la drástica disminución observada en la biomasa estimada para la bacaladilla a partir del año 1998. De acuerdo con el análisis hecho en este capítulo y aunque posiblemente en aguas del norte de Europa el aumento del tamaño de población de bacaladilla lleva implícito un aumento del área de distribución hacia aguas oceánicas (ver capítulo 7 de la presente tesis), en las aguas prospectadas en PELACUS éstos podrían estar más relacionados con una expansión hacia la zona del talud acompañada por un aumento de la densidad en esa zona sin apenas progre-



sar hacia aguas oceánicas y, por el contrario, las disminuciones en biomasa provocan una disminución de la densidad media y del área, concentrándose preferentemente sobre la plataforma. Este comportamiento, aparentemente contradictorio, ha sido observado también en las campañas llevadas a cabo entre 2013 y 2015, en las que la relación entre la profundidad media de la distribución y la biomasa es muy significativa y un modelo lineal explica el 97% de la variabilidad observada entre ambas variables (figuras 8.16 y 8.17). Ninguna de las especies evaluadas en PELACUS en este trabajo (sardina, jurel, caballa y bacaladilla) tiene su principal área de distribución en las aguas prospectadas durante la misma (Petitgas et al., 2010). No obstante, PELACUS es un buen indicador de la dinámica de los mismos (figura 8.18). En el caso de sardina, la población con un rango de distribución más estrecho, PELACUS, con respecto a las estimaciones de reclutamiento y biomasa desovante (SSB) derivadas del modelo de evaluación (ICES, 2014), sigue las tendencias observadas en el reclutamiento ($R^2=0.40$) y, en menor medida, la de la biomasa desovante ($R^2=0.28$). Esto es debido a que a partir de los años ochenta el área de puesta del Cantábrico se fue reduciendo paulatinamente, hasta apenas tener incidencia en el cómputo global (Petitgas, 2010). La caballa, cuyo stock, a fines de gestión, está dividido en tres componentes de puesta, siendo el del sur el que menor peso relativo tiene, se observa una tendencia opuesta en la evolución entre la biomasa estimada en PELACUS y la estimada por el modelo de evaluación (ICES, 2014a), ($R^2=-0.31$), lo que aunque aparentemente parezca contradictorio es debido al gran incremento en biomasa observado en el componente oeste de puesta de este stock; por el contrario, las tendencias en los reclutamientos son similares, con un coeficiente de correlación alto ($R^2=0.59$). Para el jurel, la situación es semejante que la observada para la caballa, al estar localizado el grueso de la biomasa desovante en el Gran Sol (divisiones VII del ICES; Petitgas, 2010) así como las principales áreas de reclutamiento (ICES, 2014c), para esta especie la correlación entre la biomasa desovante y el reclutamiento estimados en PELACUS y los correspondientes derivados del modelo de evaluación es opuesta para el primero y casi inexistente para el segundo ($R^2=-0.34$ y 0.02 respectivamente). Sin embargo, PELACUS es un buen indicador de aquellas cohortes cuyo reclutamiento se sitúa por encima del valor medio.

Por otra parte es destacable lo observado en la bacaladilla para la cual los coeficientes de correlación son significativos, pero ambos negativos ($R^2=-0.73$ y -0.72 respectivamente). Para esta especie la dinámica de la población parece responder al modelo propuesto en McCall (1990) de derrumbe por tamaño. Los indicadores de PELACUS muestran de forma consistente una disminución tanto del tamaño de la población como del área de distribución; a su vez las capturas de bacaladilla a nivel



internacional muestran una reducción importante desde 2004, cuando marcaron el máximo con 2.4 millones de toneladas a apenas 0.1 millones en 2011, lo que supone una reducción de un 94% acompañada también de un drástico recorte en el tamaño de la población. Al estar el Cantábrico en la zona más distal de la distribución, conforme a esta teoría, sería la que antes debería notar el posible derrumbe. Si las áreas principales de distribución de las especies, derivadas del análisis de las campañas estudiadas en este tesis, se mantiene a largo plazo, el diseño de las campañas, con un muestreo específico para las Rías Baixas, más intenso que el llevado a cabo en el resto del área, responde bien a la esperada abundancia de las principales especies. En esta zona, las Rías Baixas, es donde la sardina, y secundariamente la anchoa, presenta mayor variabilidad y, a su vez, una distribución más contagiosa, por lo que este aumento del grado de cobertura redonda en una mejora notable de la precisión.

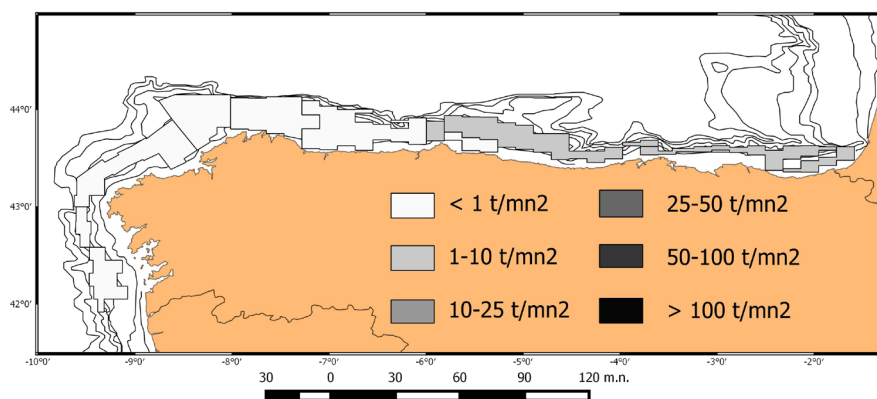


Figura 8.16.: Distribución de la bacaladilla estimada en primavera de 2015 durante PELACUS 0315 (biomasa total estimada: 28 845 tm).

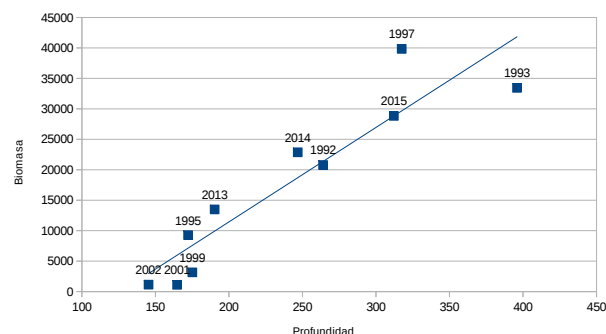


Figura 8.17.: Relación entre la biomasa y la profundidad media de la distribución de bacaladilla. Se han incorporado al gráfico las estimaciones de los años 2013-15 y se han removido las de 1998 y 2000.





9

CONCLUSIONES GENERALES



CONCLUSIONES GENERALES (Castellano)

La presente Tesis ha analizado, o en casos profundizado, aspectos no tratados en los proyectos, estudios y procedimientos establecidos para el procesado de los datos obtenidos en las campañas acústicas llevadas a cabo por el Instituto Español de Oceanografía en el litoral atlántico norte de la Península Ibérica y Golfo de Vizcaya, cuyo objetivo principal es la evaluación de las poblaciones pelágicas presentes en el área prospectada.

Para ello se ha centrado en los siguientes aspectos ecológicos de las principales especies pelágicas presentes en la zona de estudio:

- Comportamiento frente a buques de investigación.
- Proceso y patrones de agregación y distribución espacial.
- Migración.
- Estimación de la abundancia, dinámica y hábitats.

El principal período analizado en la misma abarca desde 1992 hasta 2002, durante el cual se ha ido mejorando la metodología de diseño y post-procesado de los datos obtenidos en las campañas de prospección acústica para la estimación de la biomasa de las poblaciones pelágicas. Este período se ha complementado, además, con datos más recientes con el objetivo de corroborar o afianzar más las hipótesis de trabajo planteadas en algunos de los capítulos de la misma.

Las conclusiones generales de este análisis son las siguientes:

- El ruido generado por los buques (firma acústica) afecta tanto a la calidad de la señal acústica como al propio comportamiento de las especies objeto de estudio. El impacto es provocado por la transmisión del ruido generado tanto por las diferencias en el campo de presión como por el propio movimiento de las partículas en el desplazamiento de las ondas acústicas, así como las propias diferencias de fase entre los campos de presión y el movimiento de esas partículas.
- Poseer un propulsor diésel-eléctrico no es razón suficiente para mitigar este



impacto. Es necesario mejorar el diseño de la hélice y disminuir su número de revoluciones así como reducir las vibraciones. De otro modo la firma acústica seguirá estando por encima de las recomendaciones recogidas en ICES (1995). En el caso concreto del B/O Vizconde de Eza, tanto la menor probabilidad de encuentro de cardúmenes así como la distinta composición específica y estructura de tallas obtenida en las pescas en relación al B/O Cornide de Saavedra podrían ser debidas a su firma acústica.

- La sustitución en la serie PELACUS del B/O Thalassa por el B/O Miguel Oliver no parece haber provocado ningún sesgo en los datos obtenidos en acústica y en pescas. Al contrario de lo observado entre la comparación entre el Cornide de Saavedra y el Vizconde de Eza, en este caso, la variabilidad intra-buque es semejante a la variabilidad observada inter-buques, por lo que los índices de abundancia estructurados por edad o talla no son susceptibles tener un sesgo debido al efecto buque.
- Los patrones de agregación de las especies pelágicas muestran una alta correlación con las fases del día, en especial los cardúmenes, cuya ocurrencia está determinada tanto por la luz y la profundidad, siendo más probable encontrarlos en horas diurnas y cerca de la costa. Por la noche, predominan los patrones de agregación dispersos y formas agregadas de mayor densidad sin forma definida, muy diferentes a los cardúmenes cuya forma es compacta y bien definida.
- La consistencia observada para algunas especies en las principales variables descriptivas de sus cardúmenes tales como forma (altura, longitud o área), densidad (expresada en coeficiente de energía retrodifundida, s_v), posición en la columna de agua y localización geográfica permite su adjudicación directa. En el caso de sardina, la consistencia en la asignación puede llegar a un 85%.
- El cardumen es el principal patrón de agregación de la sardina durante el día mientras que por la noche predomina el agregado denso no homogéneo, tanto para fases juveniles como adultas y de forma independiente del período del año. Para esta especie, las variaciones en valores de integración día/noche no son significativas, al ocurrir durante la noche en densos agregados.
- Los agregados nocturnos de juveniles de sardina en verano tienden a concentrarse más próximos a la superficie que los observados en adultos en primavera.



- En entornos multiespecíficos y sin una especie claramente dominante, el número de adjudicaciones directas es menor, al no ser posible discriminar entre ellas, única y exclusivamente mediante las variables analizadas. Para aumentar este porcentaje sería necesario analizar la respuesta a frecuencias obtenida mediante la insonificación de varias frecuencias acústicas (entre 18 y 200 kHz), técnica que no estaba disponible cuando se realizaron las campañas.

- En ausencia de adjudicación directa, la elección de las pescas representativas para distribuir la energía ecointegrada entre las especies es determinante a la hora de mejorar la precisión en la estimación de la biomasa por ecointegración. Es necesario establecer un protocolo que permita elegir las pescas con vistas a obtener una verificación consistente (ground-truth) de la comunidad pelágica, tanto en su diversidad como en su estructura de tallas. En el caso de las campañas PELACUS, el criterio establecido considera los siguientes aspectos:

- a. Condiciones meteorológicas, incluyendo fuerza de viento y mar de fondo.

- b. Comportamiento del arte y puertas, verificando la geometría del mismo mediante sonar que, además, permite verificar si alguna especie ha tenido alguna reacción de huida que subestime su representatividad.

- c. Número de individuos capturados por especie.

- d. Estructura de tallas de las especies capturadas.

- La distribución espacial de los peces pelágicos no es aleatoria, existiendo una autocorrelación espacial cuyo alcance depende de la especie, de la abundancia y tipo de agregación. La unidad mínima es el cardumen o agregado denso que a su vez se agrupan en clusters.

- Las variaciones en la biomasa total de una especie se relacionan más con un aumento del tamaño de los cardúmenes e incluso del tamaño de los clúster, permaneciendo más constantes las distancias entre clusters.



- En aquellas campañas cuyo objetivo principal es la estimación de la abundancia, el muestreo sistemático es la mejor opción. La intensidad de éste debe ser siempre superior al alcance de la correlación espacial media (i.e. distancia entre radiales inferior a la autocorrelación). En el caso de PELACUS, la distancia entre radiales responde bastante bien al alcance medio de la correlación espacial de la sardina.
- Las variaciones en biomasa de la población adulta de bacaladilla en aguas del Golfo del Vizcaya parecen no estar asociadas a una migración post-puesta desde el área principal de freza situada al oeste de Irlanda (Porcupine). La estructura de tallas obedece más a una zona de alevinaje y adultos jóvenes, no relacionada con la ruta principal de migración post-puesta hacia aguas del Mar de Noruega.
- En toda la serie histórica analizada (1992-2002 y 2013-2015), nunca se han detectado importantes agregaciones de bacaladilla en aguas oceánicas del Cantábrico español, semejantes a las observadas más hacia el norte. Por el contrario, tiende a concentrarse más hacia la parte distal de la plataforma y talud continental sin apenas extensión hacia aguas oceánicas. Los juveniles de bacaladilla tienden a distribuirse cerca de la superficie, más cerca de la misma cuanto menor sea su talla, descendiendo hacia los 200-500 m conforme aumenta su tamaño. Sin embargo, se han detectado migraciones de adultos hasta la superficie en ritmo circadiano, posiblemente ligadas a la alimentación.
- En primavera, la costa norte española presenta características oceanográficas diferenciales que permiten dividirla en sectores geográficos. Las principales son las masas de aguas, intensidad de la corriente de navidad, la probabilidad de afloramiento y aportes fluviales, la topografía, la presencia de corrientes de convergencia (SWODDY).
- Entre 1992 y 2002 el ecosistema pelágico del norte de España estuvo dominado por pocas especies, siendo las más importantes sardina, jurel, anchoa, bacaladilla, ochavo, jurel mediterráneo, boga, caballa, estornino y los juveniles de merluza.
- El análisis de la ocurrencia en las pescas así como de la energía ecointegrada asignada a estas especies ha permitido establecer sus principales áreas de



distribución a lo largo de la costa norte de España. Al igual que lo observado para el mesozooplancton, ésta parece estar relacionada con las características oceanográficas diferenciales de cada zona.

- El jurel mediterráneo, el estornino y la boga tienen en la zona más interna del Golfo de Vizcaya su área preferente de distribución. Para la sardina y la anchoa ésta se encuentra también en esta zona y en las Rías Baixas. El jurel y la caballa, aunque presentes en todas las zonas, tienen una mayor prevalencia en las aguas del Cantábrico. El ochavo tiende a evitar las zonas donde predominen fenómenos oceanográficos costeros tales como frentes halinos.

- La distribución de sardina entre 1992 y 2002 se ha caracterizado por una mayor presencia de individuos mayores de 21 cm en el Cantábrico, cuya densidad media ha sido mucho más baja que la observada en las Rías Baixas donde los individuos también mostraron menor talla media. En esta zona el área de distribución apenas varía aumentando la densidad ante aumentos en número. Por el contrario, en el Cantábrico los aumentos de biomasa están asociados a un incremento en el área de distribución.

- Los adultos de caballa se distribuyeron mayoritariamente en el Cantábrico siendo, por el contrario, la costa oeste y especialmente las Rías Baixas, la zona donde se verificaron los mayores reclutamientos. Los años de buen reclutamiento provocan un aumento tanto del área de distribución como de la densidad. Por otra parte, la estructura de tallas de la población adulta ha permanecido bastante estable a lo largo de la serie histórica, sin apenas variaciones.

- La población de jurel ha presentado una estructura de tallas muy dinámica, aunque predominantemente dominada por individuos jóvenes. Posiblemente esta estructura de edad, localizada mayoritariamente en aguas someras (<125 m), explique la alta correlación entre densidad y aumento de población sin apenas variar el área de distribución.

- La población de bacaladilla, por el contrario, se ha situado preferentemente cerca del talud. Tanto la densidad como el área de distribución disminuyen cuando la biomasa descendía. Además, la profundidad media de la distribución tiende a aumentar cuanto mayor sea el tamaño de la población. Sin embargo, no se han observado capas densas pelágicas más allá del talud



continental como las que ocurren en latitudes más septentrionales.

- Aunque las aguas del litoral norte español no conforman el principal área de distribución de ninguno de los stocks sardina, caballa, jurel y bacaladilla, PELACUS, es un buen indicador de la dinámica de los mismos, al confirmar tanto la fuerza de los buenos reclutamientos en la caballa, jurel y sardina como los descensos de biomasa de población adulta en el caso de la sardina y la bacaladilla.



CONCLUSIÓNS XERAIS (Galego)

A presente Tese analizou, ou nalgúns casos profundou, aspectos non tratados nos proxectos, estudos e procedementos establecidos para o procesado dos datos obtidos nas campañas acústicas levadas a cabo polo Instituto Español de Oceanografía no litoral atlántico norte da Península Ibérica e Golfo de Biscaia, cuxo obxectivo principal é a avaliación das poboacións peláxicas presentes na área de estudo. Para elo centrouse nos seguintes aspectos ecolóxicos:

- Comportamento fronte a buques de investigación.
- Proceso e patróns de agregación e distribución espacial.
- Migración.
- Estimación da abundancia, dinámica e hábitats.

O principal período analizado na mesma abrangue dende 1992 até 2002, durante o cal foise mellorando a metodoloxía de deseño e pos-procesado dos datos obtidos nas campañas de prospección acústica para a estimación da biomasa das poboacións peláxicas. Este período complementouse, asemade, con datos máis recentes co obxectivo de corroborar ou afianzar máis as hipóteses de traballo formuladas nalgúns dos capítulos da mesma.

As conclusións xerais deste análise son as seguintes:

- O ruído xerado polos buques (sinatura acústica) afecta tanto á calidade da sinal acústica como ao propio comportamento das especies obxecto de estudo. O impacto é provocado pola transmisión do ruído xerado tanto polas diferencias no campo de presión como polo propio movemento das partículas no desprazamento das ondas acústicas, así como polas propias diferencias de fase entre os campos de presión e o movemento desas partículas.
- Posuír un propulsor diésel-eléctrico non é motivo dabondo para mitigar este impacto. É necesario mellorar o deseño da hélice e diminuír o seu número de revolucións así como reducir as vibracións. Doutro xeito a sinatura acústica seguirá a estar por riba das recomendacións recollidas en ICES (1995). No caso concreto do B/O Vizconde de Eza, tanto a menor probabili-



dade de encontro de bancos de peixe así como a súa distinta composición específica e estrutura de tallas obtida nas pescas en relación ao B/O Cornide de Saavedra poderían ser debidas a súa sinatura acústica.

- A substitución na serie PELACUS do B/O Thalassa polo B/O Miguel Oliver non parece ter provocado ningún biés nos datos obtidos en acústica e en pescas. Ao contrario do observado na comparación entre o Cornide de Saavedra e o Vizconde de Eza, neste caso, a variabilidade intra-buque é semellante á variabilidade observada inter-buques, polo que os índices de abundancia estruturados por idade ou talla non son susceptibles de ter un biés debido ao efecto buque.
- Os patróns de agregación das especies peláxicas amosan unha alta correlación coas fases do día, en especial os bancos de peixe, cuxa ocorrencia está determinada pola luz e a profundidade, sendo máis probábel encontralos en horas de luz e preto da costa. Pola noite, predominan os patróns de agregación dispersos e formas agregadas de maior densidade sen forma definida, moi diferentes aos bancos cuxa forma é compacta e ben definida.
- A consistencia observada para algunhas especies nas principais variables descritivas dos seus bancos tales como forma (altura, lonxitude ou área), densidade (expresada en coeficiente de enerxía retrodifundida, σ_V), posición na columna de agua e localización xeográfica permite a súa adxudicación directa. No caso da sardiña, a consistencia na asignación pode acadar un 85%.
- O banco é o principal patrón de agregación da sardiña durante o día mentres que pola noite predomina o agregado denso non homoxéneo, tanto para fases xuvenís como adultas e de forma independente do período do ano. Para esta especie, as variacións en valores de integración día/noite non son significativas, ao ocorreren durante a noite en densos agregados.
- Os agregados nocturnos de xuvenís de sardiña en verano tenden a concentrarse máis próximos á superficie que aqueles observados de adultos en primavera.
- En contornas multiespecíficas e sen unha especie claramente dominante, o número de adxudicacións directas é menor, ao non seren posíbel discriminar entre elas única e exclusivamente mediante as variables analizadas. Para aumentar esta porcentaxe sería necesario analizar a resposta a frecuencias ob-



tida mediante a insonificación de varias frecuencias acústicas (entre 18 e 200 kHz), técnica que non estaba dispoñíbel cando se realizaron as campañas.

- En ausencia de adxudicación directa, a elección das pescas representativas para distribuír a enerxía ecointegrada entre as especies é determinante á hora de mellorar a precisión na estimación da biomasa por ecointegración. É preciso establecer un protocolo que permita elixir as pescas con vistas a obter unha verificación consistente (ground-truth) da comunidade peláxica, tanto na súa diversidade como na súa estrutura de tallas. No caso das campañas PELACUS, o criterio establecido considera os seguintes aspectos:

- Condicións meteorolóxicas, incluíndo forza de vento e mar de fondo.
- Comportamento do aparello de pesca e portas, verificando a xeometría do mesmo mediante sonar que, asemade, permite verificar si algunha especie tivo algunha reacción de fuxida que subestime a súa representatividade.
- Número de individuos capturados por especie.
- Estrutura de tallas das especies capturadas.
- A distribución espacial dos peixes peláxicos non é aleatoria, existindo unha autocorrelación espacial cuxo alcance depende da especie, da abundancia e tipo de agregación. A unidade mínima é o banco ou agregado denso que a súa vez se agrupan en clusters.
- As variacións na biomasa total dunha especie relacionanse máis con un aumento do tamaño dos bancos e incluso do tamaño dos clúster, permanecendo máis constantes as distancias entre clusters.
- En aquelas campañas cuxo obxectivo principal é a estimación da abundancia, a amostraxe sistemática é a mellor opción. A intensidade desta debe ser sempre superior ao alcance da correlación espacial media (i.e. distancia entre radiais inferior á autocorrelación). No caso de PELACUS, a distancia entre radiais responde bastante ben ao alcance medio da correlación espacial da sardíña.
- As variacións en biomasa da poboación adulta de lirio en augas do Golfo de Biscaia parece non estar asociada a unha migración post-posta dende a área



principal de posta situada ao oeste de Irlanda (Porcupine). A estrutura de tallas obedece máis a unha zona de alevinaxe e adultos xoves, non relacionada coa ruta principal de migración post-posta cara augas do Mar de Noruega.

- En toda a serie histórica analizada (1992-2002 e 2013-2015), nunca se detectaron importantes agregacións de lirio en augas oceánicas do Cantábrico español, semellantes ás observadas máis cara ao norte. Polo contrario, tende a concentrarse máis cara a parte interna da plataforma e talude continental sen apenas extensión cara augas oceánicas.
- Os xuvenís de lirio tenden a distribuírse preto da superficie, máis cerca da mesma cuanto menor sexa a súa talla, descendendo cara os 200-500 m conforme aumenta o seu tamaño. Porén, detectáronse migracións de adultos ate a superficie en ritmo circadiano, posiblemente ligadas á alimentación.
- En primavera, a costa norte española presenta características oceanográficas diferenciais que permiten dividila en sectores xeográficos. As principais son as masas de auga, intensidade da corrente de nadal, a probabilidade de afloramento e achegas fluviais, a topografía e a presenza de correntes de converxencia (SWODDY).
- Entre 1992 e 2002 o ecosistema peláxico do norte de España estivo dominado por poucas especies, sendo as máis importantes sardiña, xurelo negro e branco, xarda, bocarte, lirio, ochavo, , boga, cabalón e carioica.
- A análise da ocorrencia nas pescas así como da enerxía ecointegrada asignada a estas especies permitiu establecer as súas principais áreas de distribución ao longo da costa norte de España. Ao igual que o observado para o mesozooplanto, esta parece estar relacionada coas características oceanográficas diferenciais de cadansúa zona.
- O xurelo branco, cabalón e boga teñen no interior do Golfo de Biscaia a súa área preferente de distribución. Para a sardiña e o bocarte, esta tamén se encontra nesta zona e nas Rías Baixas. O xurelo negro e a xarda, aínda que presentes en tódalas zonas, teñen unha maior prevalencia nas augas do Cantábrico. O ochavo tende a evitar as zonas onde predominen fenómenos oceanográficos costeiros tales como fronteiras halinas.



- A distribución de sardiña entre 1992 e 2002 caracterizouse por unha maior presenza de individuos maiores de 21 cm no Cantábrico, cuxa densidade media foi moito máis baixa que a observada nas Rías Baixas onde os individuos tamén amosaron menor talla media. Nesta zona a área de distribución apenas variou, aumentando a densidade ante aumentos en número. Polo contrario, no Cantábrico os aumentos de biomasa están asociados a un incremento na área de distribución.
- Os adultos de xarda distribuíronse maioritariamente no Cantábrico, sendo, polo contrario, a costa oeste e especialmente as Rías Baixas, a zona onde se verifican os maiores recrutamentos. Os anos de bos recrutamentos provocan un aumento tanto da área de distribución como da densidade. Pola outra banda, a estrutura de tallas da poboación adulta permaneceu bastante estable ao longo da serie histórica, sen apenas variacións.
- A poboación de xurelo negro presentou unha estrutura de tallas moi dinámica, aínda que predominantemente dominada por individuos xoves. Posiblemente esta estrutura de idade, localizada maioritariamente en augas baixío (<125 m), explique a alta correlación entre densidade e aumento de poboación sen apenas variar a área de distribución.
- A poboación de lirio, polo contrario, sitúase preferentemente preto do talude. Tanto a densidade como a área de distribución diminúen cando a biomasa descende. Asemade, o centro de gravidade en relación coa profundidade tende a situarse en augas máis profundas conforme aumenta o tamaño da poboación. Porén, nunca foron observadas capas densas peláxicas máis aló do talude continental como as que ocorren en latitudes máis septentrionais.
- Aínda que as augas do litoral norte español non conforman o principal área de distribución de ningún dos stocks sardiña, xarda, xurelo negro e lirio, PELACUS, é un bo indicador da dinámica dos mesmos, ao confirmaren quer a forza dos bos recrutamentos de xarda, xurelo negro e sardiña, quer os descensos de biomasa da poboación adulta no caso da sardiña e do lirio.



GENERAL CONCLUSIONS (English)

New approaches and analyses for the acoustic data obtained from the surveys carried out by the Spanish Institute of Oceanography, have been carried out in this PhD Thesis. These surveys were targeting on the assessment by echointegration of the main pelagic fish species located in the northern waters of the Iberian Peninsula and the Bay of Biscay. The study was focussed in the following ecological issues:

- Fish behaviour in front of research vessels.
- Fish aggregation processes and patterns and spatial distribution.
- Migration.
- Fish abundance estimates, dynamics and habitats.

Main studied period was from 1992 to 2002 along which, survey methodology, strategy and post-processing analysis have been improving. Besides, additional data from 2013 to 2015 have been used to complement part of the analysis.

General conclusions from these analyses were:

- Radiated vessel noise (i.e. the vessel acoustic signature) is affecting both the acoustic signal quality and the behaviour of the studied fish species. The impact is produced either by the sound pressure level or by the particle acceleration and by phase differences between sound pressure level and the particle acceleration themselves.
- Providing a diesel-electric engine to a research vessel would not solely be the only correcting factor to reduce such impact. Improvement in the propeller design and their regime (i.e. rpm) together with a lower radiated vibration are also needed. Otherwise, the noise signature would be still higher than the ICES recommendation. Namely, the lower school occurrence and also the different fish proportion and length composition at the fishing stations achieved by the R/V Vizconde de Eza (diesel-electric machine) as compared with those obtained by the R/V Cornide de Saavedra (conventional machine) could be explained by the high noise signature of the Vizconde de Eza.



- The replacement of the R/V Thalassa by the R/V Miguel Oliver would have no significant bias in the acoustic records, nor in the fish proportion or length distributions obtained at the fishing stations as long as the intra-ship variability is at the same level of the inter-ship one. Thus, the indices obtained are comparable and the times series of abundance estimates could be maintained.
- Fish aggregation patterns are correlated with light. Schools have a higher probability of occurrence during light hours and they are also correlated with depth; the probability of occurrence also increases close to the coast. At night fish use to occur either in scattering layers or in dense loosely aggregations, without a well defined shape as seen for the schools.
- The consistency observed in school descriptors such as geometry (height, area, perimeter or length), acoustic density (either NASC or s_v mean), water column position or geographical, allows for a direct echotrace allocation into fish species. For sardine, discriminant analysis reached up to a 85%.
- Sardine mainly occurs in schools during day time while at night forms dense aggregates, either at juvenile or adults stages, and along the year. No significant differences were found between day and night mean backscattering values.
- Night time juvenile sardine aggregations during summer season use to be found nearer the surface than those from adult fish observed in spring time.
- In a multispecific environment and without a clear dominant species, the number of direct allocation to a particular fish species decreases, as the discriminant analysis from school descriptors using a single frequency is less efficient. To improve that, multifrequency approaches (i.e. from 18 to 200 kHz) are needed although there were not available for data recorded in this study.
- Lacking direct allocation, fish proportion obtained at the fishing stations is the alternative, although a correct choice of the ground-truth ones are crucial in order to give unbiased biomass estimates. To achieve that, for PELACUS is using a criteria which accounts the following indicators:

- a. Weather condition, including wind strength and waves height.



- b. Gear and door performance, monitored using different sensors and net sonar, from which the fish reactions are also observed (i.e. escaping, avoidance...).
 - c. Total number of fish caught by species.
 - d. Length fish distribution analysis and shape.
- Fish do not occur randomly. There is a spatial autocorrelation whose range depends on the species, abundance and aggregation pattern. Minimum aggregation unit is the school or night aggregation which are themselves grouped into clusters.
 - For a particular species, stock biomass variability is related to the size of the schools and clusters but the distance among clusters use to remain more stable.
 - For those surveys aimed at biomass estimates, systematic survey design with random start is the best option. Sampling intensity should be higher than the mean range of the autocorrelation (i.e. intertransect distance lower than the range of the autocorrelation). For PELACUS intertransect distance matches quite well with the spatial autocorrelation observed for sardine.
 - Blue whiting biomass variability in the Bay of Biscay would not be associated to a post-spawning migration from the main spawning area located off Porcupine. Length distribution observed in this area is better explained as a nursery and young adult area not linked with the main northwads (i.e. Norwegian Sea) post-spawning migration.
 - For blue whiting, no ribbon like nor zig-zag deep waters layers as occurs in northern waters have been observed off the Spanish waters. The bulk of the population use to remain close to the slope without any noticeable extension through open waters.
 - Blue whiting juveniles use to occur close to the sea surface in open waters, the lower size the more close to the surface. Although adults use to be detected at waters deeper than 170-200 m, vertical migration towards the sea surface has been observed at night. This could be related to feeding behaviour.



- The differences observed in the main oceanographic characteristics in spring time along the north Spanish coast allows the coastal waters be divided into geographical sectors. Main oceanographic events and processes are the different waters masses, the strength of the poleward current, haline fronts, upwelling and topography together with probability of having SWOODIES.
- From 1992 to 2002 the pelagic fish community off the northern Spanish coasts is characterized by only few species, being the most important sardine, horse mackerel, mackerel, mediterranean horse mackerel, chub mackerel, bogue, boar fish, anchovy, blue whiting and juvenile hake.
- Quotient analysis done on fishing stations together with the spatial analysis of the backscattering energy by ESDU and species made possible to establish the main distribution areas of these fish species. As observed for mesozooplankton, these are related with the main oceanographic characteristics which are different along those areas.
- Chub mackerel, Mediterranean horse mackerel and bogue are sharing the same habitat located at the inner part of the Bay of Biscay. Sardine and anchovy are also present in this area together with the Rias Baixas area. Horse mackerel and mackerel, although present in all the areas, have in the Cantabrian Sea their preferential habitat. On the other hand, boar fish seems to avoid those areas with prevalent coastal oceanographic features such as haline fronts.
- Sardine distribution between 1992 and 2002 was characterised by the occurrence of larger fish (>21 cm) in the Cantabrian Sea where the density was lower than that observed in the Rías Baixas. In this last area, mean length was lower than that of the Cantabrian Sea. Besides, in the Rias Baixas the increase in biomass did not change significantly the distribution area but the density; on the contrary, in the Cantabrian Sea an increase in biomass use to be correlated with an increase in the distribution area.
- Mackerel adults were mainly distributed in the Cantabrian Sea, while juveniles mostly occurred in the western areas, namely, the Rias Baixas, where the main recruitment area is located. In years with a higher strength in the recruitment, in the distribution area is increased. On the other hand the adult length structure remained almost stable along the time series.



- Horse mackerel showed a very dynamic length structure although mainly composed by young fish. This stock structure, mainly located in shallower waters (<125 m) could explain the high correlation between density and stock size, while the distribution area remain more or less stable.
- Blue whiting, on the contrary, is mainly located at the slope. Both density and distribution area tends to decrease at low levels of stock size. Moreover, the center of gravity related with depth is located deeper when the stock size is increasing. Nevertheless, it was never observed blue whiting forming a pelagic layer offshore as seen in northern waters.
- In spite that no one of the sardine, horse mackerel, blue whiting and mackerel stocks has its main distribution area located in the Spanish northern waters, PELACUS time series is a good indicator of the strength of the good recruitments for mackerel, horse mackerel and sardine, and also for the declining in productivity of the spawning stock biomass of sardine and blue whiting.





10

BIBLIOGRAFÍA



Abaunza, P., Fariña, A. C. and Carrera, P. 1995. Geographic variations in sexual maturity of horse mackerel, *Trachurus trachurus* (L.), in the Galician and Cantabrian shelf. *Sci. Mar.*, 59 (3-4):211-222.

Adams, C. F., Foy, R. J., Kelley, J. J., and Coyle, K. O. 2009. Seasonal changes in the diel vertical migration of walleye pollock (*Theragra chalcogramma*) in the northern Gulf of Alaska. *Environ. Biol. Fish.* 86: 297-305.

Aglen, A., 1983. Random errors of acoustic fish abundances estimates in relation to the survey grid density applied. Fisheries Acoustic Symposium, Bergen Norway, 21–24 June 1982. In: Nakken, O., Venema, S.C. (Eds.), *FAO Fish. Rep.*, 300, pp. 293–298.

Aglen, A. 1989. Empirical results on Precision-Effort relationships for acoustic surveys. *ICES CM* 1989/B:30.

Alvarez-Ossorio, M., Anadón, R., Bode, A., Cabanas, J. M., Calvo-Díaz, A., Carballo, R., Días del Río, G, Díaz -Pérez, L, García, M. J., González-Gil, R., González-Nuevo, G., et al. 2012. Cambio climático y oceanográfico en el Atlántico del norte de España. Bode A., Lavín, A. and Valdés, L. Eds. Instituto Español de Oceanografía. ISBN 978-84-95877-08-6. 280 pp.

Álvarez-Salgado, X.A., Beloso, S., Joiint, I., Nogueira, E., Chou, L., Pérez, F.F., Groom, S., Cabanas, J. M., Rees, A. P., and Elskens, M. 2002. New production of the NW Iberian shelf during the upwelling season over the period 1982–1999. *Deep-Sea Research* 49: 1725–1739.

Alvarez-Salgado, X. A., Figueiras, F. G., Perez, F. F., Groom, S., Nogueira, E., Borges, A. V., Chou, L., Castro, C. G., Moncoiffe, G., Ríos, A. F., Miller, A. E. J., Frankignoulle, M., Savidge, G. , and Wollas, R. 2003. The Portugal coastal counter current off NW Spain: new insights on its biogeochemical variability. *Progress in Oceanography* 56, 281–321.

Anderson, T. W. 1958. An introduction to multivariate statistical analysis. Wiley and Son, New York. 373 pp.

Anderson, C.I.H., Horne, J.K. & Boyle, J., 2007. Classifying multi-frequency fisheries acoustic data using a robust probabilistic classification technique. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 121(6), p.EL230-L237.



Alshuth, S. 1988. Seasonal variations in length-frequency and birthdate distribution of juvenile sprat (*Sprattus sprattus*). ICES CM 1988/H:44.

Axenrot, T., Didrikas, T., Danielsson, C., and Hansson, S. 2004. Diel patterns in pelagic fish behaviour and distribution observed from a stationary, bottom-mounted, and upward-facing transducer. *ICES Journal of Marine Science*, 61: 1100-1104.

Azzali, M., Cosimi, G., Luna, M. 1977. Caratteristiche strutturali dei banchi di sardine in alto e medio adriatico rilevate con strumenti elettroacustici. *Quad. Lab. Tecnol. Pesca* 3 (1 suppl.), 67-76.

Bailey, R. 1982. The population biology of blue whiting in the North Atlantic. *Advances in Marine Biology*, 19: 257-355.

Bailey, K. M. 1984. Comparison of laboratory rates of predation on five species of marine fish larvae by three planktonic invertebrates: effects of larval size on vulnerability. *Mar. Biol.* 7: 303-309.

Bailey, K.M. and Spring, S.M. 1992. Comparison of larval, age-0 juvenile and age-2 recruit abundance indices of walleye pollock, *Theragra chalcogramma*, in the western Gulf of Alaska. *ICES Journal of Marine Science* 49:297-304.

Bakun, A. 1996. Patterns in the Ocean: Ocean processes and marine population dynamics. La Jolla, CA: California Sea Grant 323 pp.

Barange, M., Hampton, I. And Soule, M. 1996 Empirical determination of in situ target strength of three loosely aggregated pelagic fish species. *ICES Journal of Marine Science*, 53: 225-232.

Barange, M., and Hampton, I. 1997. Spatial structure of co-occurring anchovy and sardine populations from acoustic data: implications for the survey design. *Fisheries Oceanography*, 6(2): 94-108.

Barange, M., Coetzee, J. C., and Twatwa, N. M. 2005. Strategies of space occupation by anchovy and sardine in the southern Benguela: the role of stock size and intra-species competition. *ICES Journal of Marine Science*, 62: 645-654.

Barange, M., Coetzee, J., Takasuka, A., Hill, K., Gutierrez, M., Oozeki, Y., van der Linde, C., and Agostini, V. 2009. Habitat expansion and contraction in anchovy and sardine populations. *Progress in Oceanography* 53 (2009) 251-260.



Bartsch, J., Coombs, S., 1997. A numerical model of the dispersion of blue whiting larvae, *Micromesistius poutassou* (Risso), in the eastern North Atlantic. *Fisheries Oceanography* 6, 141–154.

Blaxter, J. H. S., Gray, J. A. B. and Denton, E. J. 1981. Sound and startle responses in herring shoals. *J. mar. biol. Ass. U. K.* 61, 851-869.

Blaxter, J.H.S, and Hunter, J.R. 1982. The biology of clupeoid fishes. *Advances in Marine Biology*, 20:1-223.

Bernal, M., Stratoudakis, Y., Wood, S., Ibaibarriaga, L., Uriarte, A., Valdés, L., and Borchers, D. 2011. A revision of daily egg production estimation methods, with application to Atlanto-Iberian sardine. 1. Daily spawning synchronicity and estimates of egg mortality. *ICES Journal of Marine Science*, 68: 519–527.

Bernal, M., Stratoudakis, Y., Wood, S., Ibaibarriaga, L., Valdés, L., and Borchers, D. 2011. A revision of daily egg production estimation methods, with application to Atlanto-Iberian sardine. 2. Spatially and environmentally explicit estimates of egg production. *ICES Journal of Marine Science*, 68: 528–536.

Bertrand, A., Josse, E., Bach, P., and Dagorn, L. 2003 Acoustics for ecosystem research: lessons and perspectives from a scientific programme focusing on tuna-environment relationships. *Aquat. Living Resour* 16 (2003) 197-203.

Bertrand, A., Barbieri, M. A., Córdova, J., Hernández, C., Gómez, F., and Leiva, F. 2004. Diel vertical behaviour, predator-prey relationships, and occupation of space by jack mackerel (*Trachurus murphyi*) off Chile. *ICES Journal of Marine Science*, 61: 1105e1112.

Bethke, E. Arrhenius, F., Cardinale, M., and Håkansson, N. 1999. Comparison of the selectivity of three pelagic sampling trawls in a hydroacoustic survey. *Fisheries Research*, 44, 15-23.

Beverton, R. J. H. 1990. Small marine pelagic fish and the threat of fishing: are they endangered?. *Journal of Fish Biology*. 37 (Supplement A), 5-16.

Blaxter, J.H.S., Russel, F.S. y Yonge, M. 1982. The biology of clupeid fishes. *Adv. Mar. Biol.* (1982), 20:3-221.

Blue, J. E. . T. 1984. Physical calibration. *Rapp. P.-v. int. Explor. Mer*, 184: 19-24.



Bode, A., Anadón, R., Morán X. A. G., Nogueria, E., Teira, E., and Varela, M. 2011. Decadal variability in chlorophyll and primary production off NW Spain. *Clim. Res.* 48: 293-305.

Bodholt, H., Nes, H. and Solli H. 1988. A new echosounder system for fish-abundance estimation and fishery research. *ICES C.M.* 1988/B:11.

Bodholt, H. 1989. Modern Echo Sounder transducer. Simrad Symposium on underwater acoustic instrumentation. Murmansk, June 1986.

Bodholt, H., Nes, H., and Solli, H. 1989. A new echo-sounder syStem. *Proceedings of the Institute of Acoustics (UK)*, Vol. 11 pt. 3: 123-130.

Bodholt, H. 1990. Basic theory of underwater acoustic. Simrad Technical leaflet.

Bodholt, H. 1990. Fish density derived from echo-integration and in-situ target strength measurements. *ICES C.M.* 1990/B:11, 15 pp.

Botas, A., Fernández, E., Bode, A., and Anadón, R. 1989. Water masses off the Central Cantabrian Coast. *Scientia Marina*, 53, 755-761.

Bourguignon, S., Berger, L., Scalabrin, C., Fablet, R. and Mazauric, V. 2009. Methodological developments for improved bottom detection with the ME70 multibeam echosounder. *ICES Journal of Marine Science*, 66: 1015-1022.

Boyd, A.J., Shannon, L.L., Schulein, F.H., and Tauton-Clark, J. 1997. Food, transport and anchovy recruitment in the southern Benguela upwelling system off South Africa. In : *Global vs. Local Changes in Upwelling Systems*. M.H. Durand, P. Cury, R. Mendelssohn, C. Roy, A. Bakun and D. Pauly (eds) pp 195-210. Paris edition de l'Orstom.

Boyra, G., Martínez, U., Cotano, U., Santos, M., Irigoien, X., and Uriarte, A. 2013. Acoustic surveys for juvenile anchovy in the Bay of Biscay: abundance estimate as an indicator of the next year's recruitment and spatial distribution patterns. *ICES Journal of Marine Science*. doi.10.1093/icesjms/fst096.

Brabant J. C., Nédélec, C. 1988. *Les chaluts: conceptions, construction, mise en oeuvre*. Éd. Ifremer, 204pp.



Brander, K., 2003. What kinds of fish stock predictions do we need and what kinds of information will help us to make better predictions?. *Sci. Mar.*, 67 (Supl.1): 21-33.

Brophy, D., and King, P. A. 2007. Larval otolith growth histories show evidence of stock structure in Northeast Atlantic blue whiting (*Micromesistius poutassou*). *ICES Journal of Marine Science*, 64: 1136–1144.

Buckley, A. A. 1999. Open sea fish tracks: Plaice fitted with transponding acoustic tags. Science series data report Number 39. Centre For Environment, Fisheries and Aquaculture Science (CEFAS), Lowestoft.

Burczynski, J. 1982. Introduction to the use of sonar systems for estimating fish biomass. *FAO Fish. Tech. Pap.*, (191) Rev. 1:89 p.

Butterworth, D.S. and Bergh., M.O. 1993. The development of a management procedure for the South African anchovy resource. p. 83-99. In S.J. Smith, J.J. Hunt and D. Rivard (ed.) *Risk Evaluation and biological reference points for fisheries management*. Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences 120.

Cabreira, A., Tripode, M., and Madirolas, A. 2009. Artificial neural networks for fish-species identification. *ICES Journal of Marine Science* 66:1119-1129.

Cacoullos, T., and Styan, G. P. H. 1973. A bibliography of discriminant analysis. In *Discriminate analysis and applications*, pp. 375–434. Ed. by T. Cacoullos. Academic Press, New York.

Calise, L., and Knutsen, T. 2011. Multifrequency target strength of northern krill (*Meganyctiphanes norvegica*) swimming horizontally. *ICES Journal of Marine Science*, doi: 10.1093/icesjms/fsr170.

Calvo-Díaz, A., Morán X. A. G., Nogueira, E., Bode, A., and Varela, M. 2004. Picoplankton community structure along the northern Iberian continental margin in late winter–early spring. *Journal of Plankton Research*, 26 (9): 1069-1081.

Clay, A., and Castonguay, M., 1996. In situ target strengths of Atlantic cod (*Gadus morhua*) and Atlantic mackerel (*Scomber scombrus*) in the Northwest Atlantic. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 53: 87–98.



Carrera, P., Porteiro, C., and Valdés, L. 1996. Depth and spatial distribution of blue whiting juveniles in Bay of Biscay. ICES C.M. 1996/S:15.

Carrera P. 1997. PELACUS 0397. Informe de campaña. Instituto Español de Oceanografía (mimeo).

Carrera, P., Meixide, M., Porteiro, C., Miquel, J. 2001. Study of the blue whiting movements around the Bay of Biscay using acoustic methods. Fish. Res., 50 (1-2): 151-161.

Carrera, P. and Porteiro, C. 2003. Stock dynamic of the Iberian sardine (*Sardina pilchardus*, W.) and its implication on the fishery off Galicia. Scientia Marina., 67 (Supl. 1): 245-258.

Carrera, P., Churnside, J. H., Boyra, G., Marques, V., Scalabrin, C., and Uriarte, A. 2006. Comparison of airborne lidar with echosounders: a case study in the coastal Atlantic waters of southern Europe. ICES Journal of Marine Science, 63: 1736-1750.

Casson, L. 1995. Ships and seamanship in the Ancient World. The Johns Hopkins University Press. 469 pp.

Chavez, F. P., Ryan, J., Lluch-Cota, S. E., Niquen, M. 2003. From anchovies to sardines and back: multidecadal change in the Pacific Ocean. Science. Vol 299, 217-221.

Checkley, D., Ortner, P., Settle, L., Cummings, S. 1997. A continuous underway fish egg sampler. Fisheries Oceanography, 6(2) : 58-73.

Chu, D. 2011. Technology Evolution and advances in fisheries acoustics. Journal of Marine Science and Technology, Vol 1, No 3. 245-252.

Churnside, J.H. and McGillivray, P.A.. 1991. Optical properties of several Pacific fishes. Applied Optics 30:2925-2927.

Churnside, J.H. and Hunter, J.R. 1996. Laser Remote Sensing of epipelagic fishes. In V.I. Feigels and Y.I. Kpilevich eds. "Laser Remote Sensing of Natural Waters: From Theory to Practice." Proceedings SPIE. 2964:3-53.

Churnside, J.H., Tatarskii, V.V., and Wilson, J.J. 1997. LIDAR profiles of fish schools. Applied Optics 36:6011-6020.

Churnside, J.H., Wilson, J.J., and Tatarskii, V.V. 2001. Airborne lidar for fisheries applications. Optical Engineering 40:406-414.



Churnside, J.H., Demer, D.A., and Mahmoudi, B. 2003. A comparison of lidar and echo sounder measurements of fish schools in the Gulf of Mexico. *ICES Journal of Marine Science* 60:147–154.

Churnside, J.H. and Thorne, R.E. 2005. Comparison of airborne lidar measurements with 420 kHz echo-sounder measurements of zooplankton. *Applied Optics* 44:5504-5511.

Churnside, J. H., and Donaghay, P. L. 2009. Thin scattering layers observed by airborne lidar. *ICES Journal of Marine Science*, 66: 778–789.

Churnside, J. H., Tenningen, E., and Wilson, J. J. 2009. Comparison of data-processing algorithms for the lidar detection of mackerel in the Norwegian Sea. – *ICES Journal of Marine Science*, 66: 1023–1028.

Cleveland, W. 1979. Robust locally-weighted regression and smoothing scatterplots. *Journal of the American Statistical Association*, 74: 829-836.

Cochran, W.G. (1977). *Sampling Techniques* (third edition). John Wiley and Sons, New York, 428 pp.

Coetzee, J. 2000. Use of a shoal analysis and patch estimation system (SHAPES) to characterise sardine schools. *Aquat. Living Resour.*, 13, 1-10.

Coetzee, J. C., Misund, O. A., and Oechslein, G. 2001. Variable spatial structure of schooling pelagic fish off Namibia: implications for acoustic surveys. *African Journal of Marine Science*, 23 (1) : 99–109.

Cole, J. and McGlade, J. 1998. Clupeoid population variability, the environment and satellite imagery in coastal upwelling systems. *Rev. Fish Biol. Fish.* 8: 445-471.

Conan, G. Y. 1985 Assessment of Shellfish Stocks by geostatistical techniques. *ICES CM* 1985/K:30.

Cornide, J. 1788. Ensayo de una historia natural de los peces y otras producciones marinas de la costa de Galicia. arreglado al sistema del caballero Carlos Linné. Con un tratado de las diversas pescas y de las redes y aparejos con que se practican. A Coruña, 91-94.

Cury, P. And Roy, C. 1989. Optimal environmental window and pelagic fish recruitment process in upwelling areas. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 46: 670-680.



Cushing, D. H. 1963. The uses of echo sounding for fishermen. HMSO. London.

Dankel, D. J., Skagen, D. W., Ulltang, Ø. 2008. Fisheries management in practice: review of 13 commercially important fish stocks. *Rev Fish Biol Fisheries*, 18:201–233.

De Castro, M., Gomez-Gesteira, M., Alvarez, I., and Crespo, A.J.C. 2011. Atmospheric modes influence on Iberian Poleward Current variability. *Continental Shelf Research*, 31 (5): 425–432.

De la Torriente, Ana; Serrano, Alberto; Druet, María; Gómez-Ballesteros, María; Acosta, Juan; Parra, Santiago; et al. 2014. Banco de Galicia. Áreas de estudio del proyecto LIFE+ INDEMARES. Proyecto LIFE+ INDEMARES. Ed. Fundación Biodiversidad del Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. 2014.

De Lafontaine, Y. and W. C. Leggett. 1987. Predation by jellyfish on larval fish: an experimental evaluation employing in situ enclosures. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 45: 1173–1190.

De Robertis, A., and I. Higginbottom. 2007. A post-processing technique to estimate the signal-to-noise ratio and remove echosounder background noise. *ICES J. Mar. Sci.* 64: 1282–1291.

De Robertis, A., Hjellvik, V., Williamson, N. J., and Wilson, C. D. 2008. Silent ships do not always encounter more fish: comparison of acoustic backscatter recorded by a noise-reduced and a conventional research vessel. *ICES Journal of Marine Science*, 65:623–635.

De Robertis, A., and Wilson, C. D. 2010. Silent ships sometimes do encounter more fish. Part II: concurrent echosounder observations from a free-drifting buoy and vessels. *ICES Journal of Marine Science*, 67: 996–1003.

De Robertis, A., McKelvey, D. R., and Ressler, P. H. 2010. Development and application of an empirical multifrequency method for backscatter classification. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 67: 1459–1474.

De Robertis, A., Wilson, C. D., Williamson, N. J., Guttormsen, M. A., and Stienessen, S. 2010. Silent ships sometimes do encounter more fish. Part I: vessel comparisons during winter pollock spawning surveys. *ICES Journal of Marine Science*, 67: 985–995.



De Robertis, A., and Wilson, C. D. 2011. Silent ships do not always encounter more fish (revisited): comparison of acoustic backscatter from walleye pollock recorded by a noise-reduced and a conventional research vessel in the eastern Bering Sea. *ICES Journal of Marine Science*, 68: 2229–2239.

De Robertis, A. and Handegard, N. O. 2012. Fish avoidance of research vessels and the efficacy of noise-reduced vessels: a review. *ICES Journal of Marine Science* 12pp.

De Robertis, A., Wilson, C. D., Furnish, S. R., and Dahl, P. H. 2013. Underwater radiated noise measurements of a noise-reduced fisheries research vessel. *ICES Journal of Marine Science*, 70: 480–484.

Demer, D. A., Cutter, G. R., Renfree, J. S., and Butler, J. L. 2009. A statistical-spectral method for echo classification. *ICES Journal of Marine Science*, 66: 1081–1090.

Degnbol, P., Lassen, H., and Stæhr, K-J. 1985. In-situ determination of target strength of herring and sprat at 38 and 120 kHz . *Dana*, voi. 5, pp. 45-54.

Dias, C.A., Soares, E., and Marques, V. 1988. Distribuição e Estimção Acústica da Abundância de Sardinha na Costa Portuguesa em Março de 1988. Resultados do cruzeiro “SAR88MAR” do projecto “SARAS”. Anexo II do relatório de Progresso do Projecto JNICT 87344/Mar, Novembro 1988. INIP, 40pp.

Dias, C.A., Soares, E., and Marques, V. 1989. Acoustic Abundance Estimation of Sardine (*Sardina pilchardus*, Walb.) of the Portuguese Coast, July-August 1988. *ICES, C.M.* 1989/H:52, 24pp.

Dias, C.A., Pestana, G., Soares, E., Marques, V. 1996. Present state of sardine stock in ICES Divisions VIIc and IXa. Working Document in Working Group on the Assessment of Mackerel, Horse Mackerel, Sardine and Anchovy. 1996.

Dickie, L.M. (1981). Historical review and impact of surveys on management advice: Chairman's remarks. Bottom Trawl Surveys. Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Science. 58: 8-10.

Diner, N., Weill, A., Coail, J. Y., and Coudeville, J. M. 1989. INES-MOVIES: a new acoustic data acquisition and processing system. *ICES CM* 1989/B:45. 11pp.



Domenici, P., Blagburn, J. M., and Bacon, J.P. 2011. Animal escapology II: escape trajectory case studies. *The Journal of Experimental Biology* 214, 2474-2494.

Dragesund, O. and Olsen, S. 1965. On the possibility of estimating year-class strength by measuring echo-abundance of 0-group fish. *Fiskeridir. Skr. Havundersøk.*, 13:47-75.

Doonan, I. J., Bull, B., and Coombs, R. F. 2003. Star acoustic surveys of localized fish aggregation. *ICES Journal of Marine Science*, 60: 132-146.

Dressel, S. H., and Norcross, B. L. 2005. Using poststratification to improve abundance estimates from multispecies surveys: a study of juvenile flatfishes. *Fish. Bull.* 103:469-488.

Edwards, J. I., F. Armstrong. 1984. Herring, mackerel and sprat target strength experiments with behavioural observations. *ICES CM 1984/B:34*. 21 pp.

Engås A., and Ona E. 1990. Day and night fish distribution pattern in the net mouth area of the Norwegian bottom-sampling trawl. *Rapp. P.-v. Réun. Const. int. Explor. Mer*, 189: 123-127.

Enger, P. S., Karlsen, H. K., Knudsen, F. R. and Sand, O. 1993. Detection and reaction of fish to infrasound. *ICES mar. Sci. Symp.*, 196:108-112.

FAO. 2003. Fisheries Management. 2. The ecosystem approach to fisheries. *FAO Technical Guidelines for Responsible Fisheries*. No. 4, Suppl. 2. Rome, FAO. 112 p.

FAO. 2009. *FAO Fishery Statistics, Catches and Landings*.

Fässler, S. M. M. 2008. target strength variability in atlantic herring (*clupea harengus*) and its effect on acoustic Abundance estimates. Ph. Thesis. University of St. Andrews. <http://hdl.handle.net/10023/1703>. 277 pp.

Fässler, S. M. M., O'Donnell, C., and Jech, J.M. 2013. Boarfish (*Capros aper*) target strength modelled from magnetic resonance imaging (MRI) scans of its swimbladder. *ICES Journal of Marine Science*, 70: 1451–1459.

Fernandes, P., Brierley, A. S., Simmonds, E. J., Millard, N. W., McPhail, S. D., Armstrong, F., Stevenson, P., and Squires, M. 2000. Fish do not avoid surveys vessels. *Nature* vol. 404. 35-36.



Fernandes, P. G., Gerlotto, F., Holliday, D. V., Nakken, O., and Simmonds, E. J. 2002. Acoustic applications in fisheries science: the ICES contribution. – ICES Marine Science Symposia, 215: 483–492.

Fernandes, P. G. 2009. Classification trees for species identification of fish-school echotraces. ICES Journal of Marine Science, 66: 1073–1080.

Fernández E, Álvarez F, Anadón R, Barquero S, Bode A, García A, García-Soto C, Gil J, González N, Iriarte A, Mouriño B, Rodríguez F, Sánchez R, Teira E, Torres S, Valdés L, Varela M, Varela R, Zapata M. 2004. The spatial distribution of plankton communities in a Slope Water anticyclonic Oceanic eDDY (SWODDY) in the southern Bay of Biscay. Journal of the Marine Biological Association U.K., 84: 501-517.

Fernö, A., Pitcher, T. J., Melle, W., Nøttestad, L., Mackinson, S., Hollingworth, C. and Misund, O. A. 1998. The challenge of the herring in the Norwegian Sea: making optimal collective spatial decisions – Sarsia 83:149-167.

Ferreira, E.. 1998. O Desenvolvimento da actividade pesqueira desde a alta Idade Media ó século XVII (Development of the fishing activity from the High Middle Age to the XVIIth Century). In Historia da Pesca en Galicia. Chapter II. Coordinated by Carmen Fernández Casanova. Servicio de Publicacións e Intercambio Científico da Universidade de Santiago de Compostela.

Ferrer, I. and Caballero, A. 2011. Eddies in the Bay of Biscay: A numerical approximation. Journal of Marine Systems 87: 133–144.

Fitzgerald, G. J y Wootton, R. J. 1986. Behavioural ecology of sticklebacks. En: Behaviour of Teleost Fishes. (ed. Pitcher, T.J.), pp 409-32. Chapman and Hall, Londres.

Foote, K. G. 1980. Averaging of fish target strength functions, J. Acoust. Soc. Am. 67(2).

Foote, K. G. 1980. Importance of the swimbladder in acoustic scattering by fish: a comparison of gadoid and mackerel target strength. J. Acoust. Soc. Am., 67, 2084-2089.

Foote, K. G. 1983. Linearity of fisheries acoustics, with addition theorems. J. Acoust. Soc. Am. 73(6). 1932-40.



Foote, K. G., Aglen, A., and Nakken, O. 1986. Measurement of fish target strength with a split-beam echo sounder. *J. Acoust. Soc. Am.* 80 (2).

Foote, K. G., Aglen, A., and Nakken, O. 1986. Measurement of fish target strength with a split-beam echo sounder. *J. Acoust. Soc. Am.* 80 (2), 612-621.

Foote K.G., 1987. Fish target strengths for use in echo integrator surveys. *J. Acoust. Soc. Am.*, 82: pp. 981-987.

Foote, K. G., Knudsen, H. P., Vestnes, G., MacLennan, D. N., and Simmonds, E. J. 1987. Calibration of acoustic instruments for fish density estimation: a practical guide. ICES Cooperative Research Report, 144. 57 pp.

Foote, K. G. and Ostrowski, M. 1996. Bathymetric conformal variography of the spawning stock of Northern blue whiting. ICES CM 1996/S:46.

Fraga, F. 1981. Upwelling of the Galician coast. Northwest Spain. In F.A. Richards, Coastal Upwelling (pp. 176-182). Washington DC: AGU.

Fraser, J. H. 1958. The drift of the planktonic stages of fish in the northeast Atlantic and its possible significance to the stocks of commercial fish. ICNAF, Special Publication no 1, 289-310.

Fredriksson, K., B. Galle, K. Nyström, S. Svanberg, and B. Öström (1978), "Underwater laser-radar experiments for bathymetry and fish-school detection," GIPR-162 (Göteborg Institute of Physics, Göteborg, Sweden) 28 pp.

Fréon P., M. Soria, C. Mullon, F. Gerlotto. 1993. Diurnal variation in fish density estimate during acoustic surveys in relation to spatial distribution and avoidance reaction. *Aquat. Living Resour.*, 6, 221-234.

Fréon P., Gerlotto F., and Soria, M. 1996. Diel variability of school structure with special reference to transition periods. *ICES Journal of Marine Science*, 53: 459-464.

Fréon P. And Misund, O. A. 1999. Schooling behaviour In *Dynamics of Pelagic Fish Distribution and Behaviour: Effects on Fisheries and Stock Assessment*. Fishing News Book Pp. 56-100.



Frouzova, J., Kubecka, J., Balk, H., and Frouz, J. 2005. Target strength of some European fish species and its dependence on fish body parameters. *Fisheries Research*, 75: 86-89.

Gauldie, R.W., Sharma, S.K., and Helsley, C.E. 1996. LIDAR applications to fisheries monitoring problems. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* 53:1459-1468.

Gauthier, S., and Horne, J. K. 2004. Potential acoustic discrimination within boreal fish assemblages. *ICES Journal of Marine Science*, 61: 836-845.

Georgakarakos, S., and Paterakis, G. 1993. SCHOOL : A software for fish-school identification. *ICES* 1993/B:8.

Georgakarakos, S., Trygonis, V., and Haralabous, J. 2011. Accuracy of Acoustic Methods in Fish Stock Assessment Surveys. *Sonar Systems*, Prof. Nikolai Kolev (Ed.), ISBN: 978-953-307-345-3, InTech. Pp 275-298.

Gerlotto, F., Castillo, J., Saavedra, A., Barbieri, M. A., Espejo, M., and Cotel, P. 2004. Three-dimensional structure and avoidance behaviour of anchovy and common sardine schools in central southern Chile. *ICES Journal of Marine Science*, 61: 1120-1126.

Giannoulaki M., Machias A., Tsimenides N. 1999. Ambient luminance and vertical migration of the sardine *Sardina pilchardus*. *Marine Ecology Progress Series*, 178, 29-38.

Giannoulaki, M., Machias, A., Koutsikopoulos, C., and Somarakis, S. 2006. The effect of coastal topography on the spatial structure of anchovy and sardine. *ICES Journal of Marine Science*, 63: 650-662.

Gimona, A., and Fernandes, P. G. 2003. A conditional simulation of acoustic survey data: advantages and potential pitfalls. *Aquatic Living Resources*, 16: 123-129.

Godø, O. R., Patel, R., and Pedersen, G. 2009. Diel migration and swimbladder resonance of small fish: some implications for analyses of multifrequency echo data. – *ICES Journal of Marine Science*, 66: 1143-1148.



González-Nuevo, G., and Nogueira, E. 2014. Temporal and spatial variability of river plumes in the NW and N Iberian shelf (1987–2007). *Continental Shelf Research*, 91, 95-108.

González-Nuevo, G. 2015. Characterization of the main hydrographic structures of the Northwest and North Iberian Peninsula: influence on the mesozooplankton structure. Tesis doctoral. Universidad de Oviedo.

González-Quirós, R., Cabal, J., Álvarez-Marqués, F., and Isla, A. 2003. Ichthyoplankton distribution and plankton production related to the shelf break front at the Avilés Canyon. *ICES Journal of Marine Science*, 60: 198–210.

Gordon, H. R. (1982), "Interpretation of airborne oceanic lidar: effects of multiple scattering," *Appl. Opt.* 21, 2996-3001.

Gorska, N., Korneliussen, R. J., and Ona, E. 2007. Acoustic backscatter by schools of adult Atlantic mackerel. – *ICES Journal of Marine Science*, 64: 1145–1151

Gutiérrez, M., y MacLennan, D. N., 1998. Resultados preliminares de las mediciones de Fuerza de Blanco in situ de las principales especies pelágicas. *Crucero BIC Humboldt 9803-05 de Tumbes a Tacna. Inf. Inst. Mar Perú*, no. 135:16-19.

Halldórsson, O. and Reynisson, P. 1983. Target strength measurements of herring and capelin "in situ" at Iceland. *FAO Fish. Rep.* 300: 78-84.

Hampton, I. 1992. The role of acoustic surveys in the assessment of pelagic fish resources on the South African continental shelf. In *Benguela Trophic Functioning*.

Handegard, N. O., and Tjøstheim, D. 2005. When fish meet a trawling vessel: examining the behaviour of gadoids using a free-floating buoy and acoustic split-beam tracking. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 62: 2409–2422.

Hannachi, M.S., Ben Abdallah, L., and Marrakchi, O. 2005. Acoustic identification of small pelagic fish species: target strength analysis and school descriptor classification, *MedSudMed Technical Documents* 5: 90–99.

Haralabous, J. Y Geogakarakos, S. 1996. Artificial neural networks as a tool for species identification of fish schools. *ICES Journal of Marine Science*, 53: 173-180.

Harden Jones, F. R. 1968. *Fish migration*. St Martin's Press, Nueva York.



Harvey, J. – 1982. θ -S relationships and water masses in the eastern North Atlantic. *Deep-Sea Res.* 1, 29: 1021-1033.

Hastie, T., and Tibshirani R. 1986. Generalize Additive Models. *Statistical Science*, 1 (3). 297-318.

Hátún, H., Payne, M.R., Jacobsen, J.A., 2009. The North Atlantic subpolar gyre regulates the spawning distribution of blue whiting (*Micromesistius poutassou*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 66, 759–770.

Haugland, E. K., and Misund, O. A. 2004. Evidence for a clustered spatial distribution of clupeid fish schools in the Norwegian Sea and off the coast of southwest Africa. *ICES Journal of Marine Science*, 61: 1088-1092.

Haugland, E. K., Misund, O. A. 2011. Pelagic fish behaviour during trawl sampling off Angola. *The Open Oceanography Journal*, 2011, 5, 22-29.

Hemelrijk, C. K., and Kunz, H. 2004. Density distribution and size sorting in fish schools: an individual-based model. *Behavioral Ecology*, 16: 178–187.

Henderson, M. J. 2005. The influence of orientation on the target strength of pacific hake (*Merluccius productus*). Master Thesis. University of Washington.

Henderson, M. J., Horne, J. K., and Towler, R. H. 2007. The influence of beam position and swimming direction on fish target strength. *ICES Journal of Marine Science*, 65: 226–237.

Henderson M. J., and Horne J. K. 2007. Comparison of in situ, ex situ, and backscatter model estimates of Pacific hake (*Merluccius productus*) target strength. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 64: 1781–1794.

Higginbottom, I. R., Pauly, T. J., and Heatley, D. C. 2000. Virtual echograms for visualization and post-processing of multiple-frequency echosounder data. In *Proceedings of the Fifth European Conference on Underwater Acoustics, ECUA 2000*, Lyon, France, pp. 1497–1502. Ed. by M. E. Zhakharia, P. Cheveret, and P. Dubail. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.

Hilborn, R., 2003. The state of the art in stock assessment: where we are and where we are going. *Sci. Mar.*, 67 (Suppl.1): 12-20.



Hjellvik, V., Godø, O. R., Tjøstheim, D. 2003. Diurnal variation in acoustic densities: why do we see less in the dark?. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 61: 2237-2254.

Hjellvik, V., Handegard, N. O., and Ona, E. 2008. Correcting for vessel avoidance in acoustic-abundance estimates for herring. *ICES Journal of Marine Science*, 65: 1036–1045.

Horne, J. K. 2000. Acoustic approaches to remote species identification: a review. *Fisheries Oceanography*, 4:356-371.

Houde, E.D. 1996. Evaluating stage-specific survival during the early life of fish. In Y. Watanabe, Y. Yamashita and Y. Oozeki (eds) *Survival strategies in early life stages of marine resources*. P-51-66, Balkema Rotterdam.

Huntingford, F. A. 1986. Development of behaviour in fish. En *Behaviour of Teleost Fishes*. (ed. Pitcher, T.J.), pp 57-83. Chapman and Hall, Londres.

Hunter, J.R. and Churnside, J.H.(eds.). 1995. *Airborne Fishery Assessment Technology- a NOAA workshop report*. SWFSC Admin. Rep., La Jolla, LJ-95-02, 71 pp.

Huse, I., and Korneliussen, R. 2000. Diel variation in acoustic density measurements of overwintering herring (*Clupea harengus* L.). *ICES Journal of Marine Science*, 57: 903–910.

ICES, 1982. Report of the Working Group for the Appraisal of Sardine Stocks in Divisions VIIIc and IXa. *ICES CM 1982/Assess:10*, 41 pp.

ICES, 1982. Report of the 1982 Planning Group on ICES-Coordinated Herring and Sprat Acoustic Surveys. *ICES Document CM, 1982/H: 04*.

ICES, 1982. Report of the international acoustic survey on blue whiting in the Norwegian Sea, July/August 1982. *ICES CM 1982/H:5*.

ICES, 1993a. Report of the blue whiting assessment working group. *ICES CM 1993/Assess:4*.

ICES, 1993b. Report of the workshop on the applicability of spatial techniques to acoustic survey data. *ICES Cooperative Research Report*, no 195. 87 pp. ICES 1994.



Report of the workshop on sampling strategies for age and maturity. ICES CM 1994/D:1, Ref. G,H,J.

ICES, 1995. Underwater noise of research vessels. Review and recommendations. ICES cooperative research report. Copenhagen [ICES COOP. RES. REP.], 1995, no. 209, 61 pp.

ICES, 1996. Report of the blue whiting assessment working group. ICES CM 1996/Assess:7.

ICES, 1997. Report of the Working Group on the Assessment of Mackerel, Horse Mackerel, Sardine and Anchovy. Part two. ICES CM 1997/Assess:03. 384 pp.

ICES, 1998. Report of the Planning Group for Acoustic Surveys in ICES Subareas VIII and IX. ICES Document CM 1998/G: 2. 17 pp.

ICES, 2000a. Report of the Northern Pelagic and Blue Whiting Fisheries Working Group. April/May 2000. ICES C.M. 2000/ACFM:16.

ICES, 2000b. Report of the Northern Pelagic and Blue Whiting Fisheries Working Group. April/May 2000. ICES C.M. 2000/ACFM:16.

ICES, 2001. Working Group on the Assessment of Mackerel, Horse Mackerel, Sardine and Anchovy. ICES C.M. 2001/ACFM:6.

ICES, 2002. Report of the Planning Group on Aerial and Acoustic Surveys for Mackerel. ICES CM, 2002/G:03. Ref. ACFM, B. 23pp.

ICES, 2011. Sardine in VIIIc and IXa. In Report of the Working Group on Anchovy and Sardine (WGANSA).

ICES, 2014. Report of the Working Group on Horse Mackerel, Anchovy and Sardine. ICES CM 2014/ACOM:16.

ICES, 2014a. Report of the Working Group on Widely Distributed Stocks (WGWIDE) ICES CM 2014/ACOM:15.

ICES, 2014b. First Interim Report of the Stock Identification Methods Working Group (SIMWG), by correspondence. ICES CM 2014/SSGSUE:02. 31 pp.



ICES, 2014c. Report of the Working Group on Mackerel and Horse Mackerel Egg Surveys (WGMEGS). ICES WGMEGS ReportREPORT 2014. SCICOM Steering Group on Ecosystem Surveys Science and Technology. ICES CM 2014/SSGESST:14. 109 pp.

ICES, 2015. Manual for International Pelagic Surveys (IPS). Series of ICES Survey Protocols SISP 9 – IPS. 92 pp.

Jacobsen, J. A. 1990. Acoustic surveys on blue whiting north of the Faroes in August/September 1988 and 1989. ICES CM 1990/H:33.

Jacobsen, J. A. 1990. Acoustic survey on blue whiting north of the Faroes in August/September 1990. WD to the ICES Blue whiting assessment working group meeting. Copenhagen 1990.

Jacobsen, J. A. 1991. Blue whiting survey north of the Faroes in August 1991. WD to the ICES Blue whiting assessment working group meeting. Bergen 1991.

James P. Spradley y David W. McCurdy 1975. En *Anthropology, the cultural perspective*. New York: John Wiley and Sons Inc, 1975).

Jiao, Y. 2009. Regime shift in marine ecosystems and implications for fisheries management, a review. *Rev. Fish. Biol. Fisheries*, 19:177-191.

Johnsen, E., and Godø, O. R. 2007. Diel variations in acoustic recordings of blue whiting (*Micromesistius poutassou*). – *ICES Journal of Marine Science*, 64: 1202–1209.

Johnsen, E., Pedersen, R., and Ona, E. 2009. Size-dependent frequency response of sandeel schools. *ICES Journal of Marine Science*, 66:1100-1105.

Jolly, G.M., and Hampton, I. (1990). A stratified random transect design for acoustic surveys of fish stocks. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 47: 1282-1291.

Jones, E., Glass, C., and Milliken, H. 2004. The reaction and behaviour of fish to visual components of fishing gears and the effect on catchability in survey and commercial situations. Documento de trabajo del ICES WGFTFB 2004. 62pp.

Jørgensen, R. 2004. The effects of behaviour on the acoustic target strength of capelin (*Mallotus villosus*) and implications for acoustic abundance estimation. Ph. Thesis. University of Tromsø. 48 pp.



Juega Puig, J. 2006. El estanco de la sal en Galicia: siglos XVI-XVIII. Ministerio de Agricultura Pesca y Alimentación. 467 pp.

Kang, D., Mukai, T., Iida, K., Hwang, D., and Myoung, J-G. 2005. The influence of tilt angle on the acoustic target strength of the Japanese common squid (*Todarodes pacificus*). *ICES Journal of Marine Science*, 62: 779-789.

Kloser, R., Ryan, T., Sakov, P., Williams, A. and Koslow, J. A. 2002. Species identification in deep water using multiple acoustic frequencies. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*, 59:1065-1077.

Kieser, R., Mulligan, T. J., Williamson, N. J., and Nelson, M. O. 1987. Intercalibration of two echo integration systems based on acoustic backscattering measurements. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 44: 562-572.

Knudsen, H. P. 1990,. The Bergen Echo Integrator: an introduction. *J. Cons. Int. Explor. Mer.* 47:167-174.

Korneliussen, R. J., and Ona, E. 2003. Synthetic echograms generated from the relative frequency response. *ICES Journal of Marine Science*, 60: 636-640.

Korneliussen, R. J., Diner, N., Ona, E., Berger, L., and Fernandes, P. 2008. Proposals for the collection of multifrequency acoustic data. *ICES Journal of Marine Science*. 65: 982-994.

Korneliussen, R. J., Heggelund, Y., Eliassen, I. K., and Johansen, G. O. 2009. Acoustic species identification of schooling fish. *ICES Journal of Marine Science*, 66: 1111-1118.

Krekova, M. K., G. M. Krekov, I. V. Samokhvalov, and V. S. Shamanaev (1994), "Numerical evaluation of the possibilities of remote sensing of fish schools," *Appl. Opt.* 33, 5715-5720.

Lasker, R. 1975. Fiel criteria for survival of anchovy larvae: the relation between inshore chlorophyll maximum layers and successful first feeding. *Fish. Bull. US* 73: 453-462.

Lavin A., G. Diaz Del Rio, J. M. Cabanas and R. Carballo (1992) SARP area cruise. Hydrography and nutrients. *Boletín Instituto Español Oceanografía*, 8(1), 7-26.



Lawson, G.L., Barange, M. y Fréon,, P. 2001. Species identification of pelagic fish schools on the South African continental shelf using acoustic descriptors and ancillary information. *ICES Journal of marine Science*, 58: 275-287.

Lebardier, E., Massé, J and Petitgas, P. 1998. Relating trawl catches to aggregation variability to improve identification of echo-trace during acoustic surveys. *ICES CM 1998/J:10*

Lebart, L., Morineau, A., and Piron, M. 1995. *Statistique exploratoire multidimensionnelle*. Dunot, Paris. 439 pp.

Leblanck, C.H., Mello, L., Dupuis, H.M.C. 1998. Analysis of juvenile Atlantic herring catches in the southern Gulf of St. Lawrence September groundfish surveys. *Canadian Technical Reports of Fisheries and Aquatic Science*. 1997 35 pp.

Lillo S., Cordova J. & Paillaman A., 1996. Target-strength measurements of hake and jack mackerel. *ICES Journal of Marine Science*, 53: pp. 267-272.

Lionel Casson, 1995. *En Ships and Seamanship in the Ancient World*. The Johns Hopkins University Press. 470 pp.

Lluch-Belda, D., Lluch-Cota, D. B., Hernández Vázquez, S. And Salas-Zavala, C. A. 1992. Sardine population expansion in eastern boundary systems of the Pacific Ocean as related to sea surface temperature. In *Benguela Trophic Functioning*. Payne, A. Brink, K, Mann, K and Hilborn, H (eds) *S. Afr. J. mar. Sci.* 12: 147-155.

Lockwood, S. J. 1988 *The mackerel. Its biology, assessment and the management of a fishery*. Fishing news Books, Ltd. 181 pp.

Logerwell, E. A. and Wilson, C.D. 2004. Species discrimination of fish using frequency-dependent acoustic backscatter. *ICES Journal of marine Science*, 61: 1004-1013.

Luczkovich, J.J., Sprague, M.W., Johnson, S.E., and Pullinger, R.C. 1999. Delimiting spawning areas of weakfish, *Cynoscion regalis* (family Sciaenidae), in Pamlico Sound, North Carolina using passive hydroacoustic surveys. *Bioacoustics* 10(2-3): 143-160.

MacCall, A. D. (1990). The dynamic geography of marine fish populations. In *Recruitment fishery oceanography*. (Washington Sea Grant, University of Washington Press, Seattle, 153 pp).



Machias, A. and Tsimenides, N. Anatomical and physiological factors affecting the swim-bladder cross-section of the sardine *Sardina pilchardus*. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*, 53:280-287.

MacCall, A. D. 1990. *Dynamic geography of marine fish populations*. University of Washington Press, Seattle. 153 pp.

MacLennan, D. N., Forbes, S. T. 1984. Fisheries acoustics: a review of general principles. *Rapp. P.-v. int. Explor. Mer*, 184: 7-18.

MacLennan, D. N. and MacKenzie, I. G. 1988. Precision of acoustic fish stock estimates. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 45: 605-616.

MacLennan, D.N. y Simmonds, E.J. 1992a. Acoustic propagation. In *Fisheries acoustics*. Chapman & Hall.

MacLennan, D.N. y Simmonds, E.J. 1992b. Data Analysis. In *Fisheries acoustics*. Chapman & Hall.

MacLennan, D. N., Copland, P. J., Armstrong, E., and Simmonds, E. J. 2003. Experiments on the discrimination of fish and seabed echoes. *ICES Journal of Marine Science*. 61: 201-210.

Manbachi, A. y Cobbold, R. S. C.. 2011. Development and application of piezoelectric materials for ultrasound generation and detection. *Ultrasound* 2011: 1-10.

Maravelias C., Reid, D. G., Simmonds, E. J. and Haralabous, J. 1996. Spatial analysis and mapping of acoustic survey data in the presence of high local variability: geostatistical application to North Sea Herring (*Clupea harengus*) *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* 53(7): 1497-1505.

Maravelias, C. and Reid, D. G. 1997. Identifying the effects of oceanographic features and zooplankton on prespawning herring abundance using generalized additive models. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* Vol. 147: 1-9.

Marchal E. and Petitgas, P. 1993. Precision of acoustic fish abundance estimates: separating the number of schools from the biomass in the schools. *Aquatic Living Resources*, 6: 211-219.



Martín, I. 1989. Catch of small pelagic species by the life bait boats of the Basque Country in 1987 and 1988. ICES C.M. 1989/H:34.

Martins, M. M., Skagen, D., Marques, V., Zwolinski, J., and Silva, A. 2013. Changes in the abundance and spatial distribution of the Atlantic chub mackerel (*Scomber colias*) in the pelagic ecosystem and fisheries off Portugal. *Scientia Marina* 77(4) December 2013, 551-563.

Mason, W. P. 1981. Piezoelectricity, its history and applications. *J. Acoust. Soc. Am.* Volume 70, Issue 6, pp. 1561-1566.

Massé, J., Scalabrin, C., Liorzou, B., and Weill, A. 1992. Distribution and spatio-temporal description of fish school's acoustic detections observed in the Bay of Biscay, Workshop Echospace, Montpellier, 18-20 May 1992.

Massé, J., and Retère, N. 1995. Effect of number of transects and identification hauls on acoustic biomass estimates under mixed species conditions. *Aquatic Living Resources*, 8: 195–199.

Massé, J. 1996. Acoustic observations in the Bay of Biscay: Schooling, vertical distribution, species assemblages and behaviour. *Scientia Marina* 60 (Supl.2): 227-234.

Matheron, G. 1971. The theory of regionalised variables and its applications. *Les cahiers du CMM*, 5, Ecole Nat. Sup. Mines Paris, Fontainebleau, 211 pp.

Maucorps, A. 1979. Le merlan bleu. *Scien et Pêche. Bulletin d'Information et de Documentation de l'Institut Scientifique et Technique des Pêches Maritimes*. No 294, 3-13.

Maury, M. F. 1855. *The Physical Geography of the Sea*. Harper and Brothers Publishers. New York. 274 pp + 12 plates

Mays, K.F. 1974. Pelagic fish surveys in the California Current. *California Fish and Game, Fishery Bulletin*, 162, 79 pp.

McClatchie, S., Alsop, J., and Coombs, R. F. 1996. A re-evaluation of relationships between fish size, acoustic frequency, and target strength. *ICES Journal of Marine Science*, 53: 780-791.

McClatchie, S., Thorne, R. E., Grimes, P. & Hanchet, S. 2000. Ground truth and target identification for fisheries acoustics. *Fisheries Research*, 47, 173-191.



McClatchie, S., Macaulay, G. J., and Coombs, R. F. 2003. A requiem for the use of $20 \log_{10}$ Length for acoustic target strength with special reference to deep-sea fishes. *ICES Journal of Marine Science*, 60: 419–428.

McCleave, J. D., Arnold, G. P., Dodson, J. J. y Neill, W. H. 1982. *Mechanisms of Migration in Fishes*. Plenum Press, Nueva York.

Meijide Pardo, M.L. 2002. *A Guerra pola Sardiña*. Xunta de Galicia. Consellería de Pesca e Asuntos Marítimos. 161 pp.

Meixide, M., Carrera, P and Miquel, J. 1991. Acoustic abundance estimates of blue whiting off the Spanish Atlantic coast in March-April 1991. *ICES CM 1991/H:29*.

Mello, L.G.S., and Rose, G.A. 2005. Using geostatistics to quantify seasonal distribution and aggregation patterns of fishes: an example of Atlantic cod (*Gadus morhua*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 62: 659-670.

Mello, L G, S., and Rose, G. A. 2009. The acoustic dead zone: theoretical vs. empirical estimates, and its effect on density measurements of semi-demersal fish. *ICES Journal of Marine Science*, 66: 1364-1369.

Meunier, T., Rossi, V., Morel, Y., and Carton, X. 2010. Influence of bottom topography on an upwelling current: Generation of long trapped filaments. *Ocean Modelling* 35: 277–303.

Misund, O A., and Aglen, A., 1992. Swimming behaviour of fish schools in the North Sea during acoustic surveying and pelagic trawl sampling. *ICES Journal of Marine Science*, 49: 325–334.

Misund, O. A. 1994. Swimming behaviour of fish schools in connection with capture by purse seine and pelagic trawl. In *Marine Fish Behaviour in Capture and Abundance Estimation*, pp. 84-106. Ed. by A. Ferno and S. Olsen. Fishing News Books, London.

Misund, O. A., Ovedal, J.T., and Hafsteinsson, M. T. 1996. Reactions of herring schools to the sound field of a survey vessel. *Aquatic Living Resources*, 9: 5–11.

Misund, O.A., and Betelstad, A.K., 1996. Target strength estimates of schooling herring and mackerel using the comparison method. *ICES J. Mar. Sci.*, 53: pp. 281-284.



Mitra, K. and J. H. Churnside (1999), "Transient radiative transfer equation applied to oceanographic lidar," *Appl. Opt.* 38, 889-895.

Mitson, R. B. Underwater noise radiated by research vessels. 1993. ICES marine Science Symposia. 196: 147-152.

Mitson, R. B., and Knudsen, H. P. 2003. Causes and effects of underwater noise on fish abundance estimation. *Aquatic Living Resources* 16: 255-263.

Monstad, T. 1990. Report on blue whiting survey off the Norwegian Coast in November 1989. WD to the ICES Blue whiting assessment working group meeting. Copenhagen 1990.

Monstad, T. 1993. Observations of blue whiting during summer 1993. WD to the ICES Blue whiting assessment working group meeting. Tórshavn 1993. ICES CM 1993/Assess:4.

Monstad, T. and Dommasnes, A. Observations of blue whiting in the Norwegian Sea, Summer 1990. WD to the ICES Blue whiting assessment working group meeting. Copenhagen 1990.

Monstad, T. and Belikov, S. V. 1993. Report of the joint Norwegian-Russian acoustic survey on blue whiting, spring 1993. ICES CM 1993/H:10.

Monstad, T. S., V. Belikov and E.A. Shamrai. 1996. Report of the joint Norwegian-Russian acoustic survey on blue whiting during Spring 1996. ICES CM 1996/H:12.

Montero-Serra, I., Edwards, M. and Genner, M. J. (2015), Warming shelf seas drive the subtropicalization of European pelagic fish communities. *Global Change Biology*, 21: 144–153. doi: 10.1111/gcb.12747.

Moors-Murphy, H. B, 2014. Submarine canyons as important habitat for cetaceans, with special reference to the Gully: A review. *Deep-Sea Research II* 104, 6–19.

Moulton, J. M. 1960. Swimming sounds and the schooling of fishes. *Biological Bulletin*. Vol. 119, No. 2 : 210-223.

Muiño, R., Carrera, P., Petitgas, P., Beare, D. J., Georgakarakos, S., Haralambous, J., Iglesias, M., Liorzou, B., Massé, J., and Reid, D. G. 2003. Consistency in the correlation of school parameters across years and stocks. *ICES Journal of Marine Science*, 60: 164–175.



Muiño, R., Carrera, P., and Iglesias, M. 2003. The characterization of sardine (*Sardina pilchardus* Walbaum) schools off the Spanish-Atlantic coast. – ICES Journal of Marine Science, 60: 1361–1372.

Mullon, C., Fréon, P, Cury, P. 2005 The dynamics of collapse in world fisheries. *Fish and Fisheries*, 2005, 6, 111-120.

Nakken, O. and Dommasnes A. 1975. The application for an echo integration system in investigations on the stock strength of the Barents Sea capelin (*Mallotus villosus*, Müller) 1971-74. ICES CM 1975/B:25.

Nakken O. & Dommasnes A., 1977. Acoustic estimates of the Barents Sea capelin stock 1971–1976. ICES CM, 1977/H:35.

Neilson, J. D., and Perry, R. I. 1990, Diel vertical migrations of marine fish: an obligate or facultative process?. *Advances in Marine Biology*, 26: 115-167.

Nordeide, J. T., and Kjellsby, E. 1999. Sound from spawning cod at their spawning grounds. *ICES Journal of Marine Science*, 56: 326-332.

Nøttestad, L., Aksland, M, Beltestad, A., Fernö, A., Johannessen, A., and Misund, O. A. 1996. Schooling dynamics of Norwegian spring spawning herring (*Clupea harengus* L.) in a coastal spawning area. *Sarsia* 80:277-284.

Nøttestad, L., J. Giske, J. C. Hols and A. Huse. - 1999. A length-based hypothesis for feeding migration in pelagic fish. *Can. J. Aquat. Sci.* 56 (Suppl.1): 26-34.

Noto, M., Yasuda, I. 1999. Population decline of the Japanese sardine, *Sardinops melanostictus*, in relation to sea surface temperature in the Kuroshio Extension. *Can. J. Fish., Aquat. Sci.* 56: 973-983.

O'Driscoll, R. L. 2003. Determining species composition in mixed-species marks: an example from the New Zealand hoki (*Macruronus novaezelandiae*) fishery. *ICES Journal of Marine Science*, 60: 609-616.

Oliver, C.W., Armstrong, W.A., and Young, J.A. 1994. Development of an Airborne Lidar System to Detect Tunas in the Eastern Tropical Pacific Purse-Seine Fishery, NOAA Tech. Memo. NOAA-TM-NMFS-SWFSC-204, 67 pp.



Olivieri, M.P. , and Glegg, S.A.L.. 1998. Measurements of Snapping Shrimp Colonies Using a Wide Band Mobile Passive Sonar. *J. Acoust. Soc. Am.*, Vol. 103, No 5, Pt 2.

Olsen, K. 1971. Influence of vessel noise on behaviour of herring. In *Modern fishing gear of the world*. 3: 291-294. Ed. by H. Kristjonsson. Fishing New Books Ltd. For FAO.

Olsen, K. 1979. Observed avoidance behaviour in herring in relation to passage of an echo survey vessel. *ICES CM 1979/B:18* 21pp.

Olsen, K., Angell, J. and Løvik, A. 1982. Quantitative estimation of the influence of fish behaviour on acoustically determined fish abundance. *FAO Fish. Rep.*, 300: 139-149.

Ona, E. and Godø, O. R. 1990. Fish reaction to trawling noise: the significant for trawl sampling.

Ona, E. 1990. Physiological factors causing natural variations in acoustic target strength of fish. *J. mar. biol. Ass. U.K.*, 70: 107-127.

Ona, E., and Mitson, R. B. 1996. Acoustic sampling and signal processing near the seabed: the deadzone revisited. *ICES Journal of Marine Science*, 53: 677–690.

Ona, E. (ed.) 1999. *Methodology for Target Strength Measurements (With special reference to in situ techniques for fish and mikro-nekton)*. ICES Cooperative Research Report no 235, 65pp.

Ona, E. 2003. An expanded target-strength relationship for herring. – *ICES Journal of Marine Science*, 60: 493–499.

Ona, E., Godø, O. R., Handegard, N. O., Hjellvik, V., Patel, R., and Pedersen, G. 2007. Silent research vessels are not quiet. *Journal of the Acoustical Society of America*, 121: 145–150.

Orlowski, A. 2005. Experimental verification of the acoustic characteristics of the clupeid diel cycle in the Baltic. *ICES Journal of Marine Science*, 62:1180-1190.

Otero, P., Ruiz-Villarreal, M., and Peliz, A. 2008. Variability of river plumes off Northwest Iberia in response to wind events. *Journal of Marine Systems*, 72, 238-255.

Otero, P., Ruiz-Villarreal, M., and Peliz, A. 2009. River plume fronts off NW Iberia from



satellite observations and model data. ICES J. Mar. Sci., 66, 1853-1864.

Parrish, J. K., Viscido, S. V, and Grünbaum, D. 2002. Self-Organized Fish Schools: An Examination of Emergent Properties. Biological Bulletin 2002: 296-305.

Partridge, L. 1978. Habitat selection. En Behavioural Ecology (ed. Krebs, J. R. & Davids, N. B.) pp. 351-376. Blackwell, Oxford.

Patterson, K. 1992. Fisheries for small pelagic species: an empirical approach to management targets. Review in Fish Biology and Fisheries, 2: 321-338.

Patti, B., Mazzola, S.; Calise, L., Bonanno, A., Buscaino, G., and Cosimi, G. 2000. Echo-survey estimates and distribution of small pelagic fish concentrations in the Strait of Sicily during June 1998. GFCM/ SAC Working Group on Small Pelagics, Fuengirola, Spain, 1-3 March 2000. 8 pp.

Payne, M.R., Egan, A., Fässler, S. M. M., Hátún, H., Holst, J. C., Jacobsen, J. A., Slotte, A., Loeng, H. 2012. The rise and fall of the NE Atlantic blue whiting (*Micromesistius poutassou*). Marine Biology Research. Volume 8 (5-6): 475-487.

Paz Andrade, V. 1953. La sardina, la sonda y la luz. Artículo de opinión escrito bajo el seudónimo de Mareiro. Industria Conservera. Número 170, Agosto 1953. 209-10.

Pedersen, G., Godø, O. R., Ona, E., and Macaulay, G. J. 2011. A revised target strength-length estimate for blue whiting (*Micromesistius poutassou*): implications for biomass estimates. ICES Journal of Marine Science, 68: 2222-2228.

Peeke, H.V.S., and Peeke, S. C. 1973. Habituation in fish with special reference to intra-specific aggressive behaviour. In: Peeke H. V.S., Herz, M. J. (Eds.) Habituation Behavioural Studies, Vol, 1. Academic Press, New York.

Peliz, Á., Dubert, J., Santos, A.M.P., Oliveira, P.B., and Le Cann, B. 2005. Winter upper ocean circulation in the Western Iberian Basin--Fronts, Eddies and Poleward Flows: an overview. Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers, 52, 621-646.

Pestana, G. 1989. Manancial Ibero Atlântico de Sardinha (*Sardina pilchardus*, Walb.) sua Avaliação e medidas de gestão. Thesis. IWIP 192 pp. (mimeo en portugués).



Petitgas, P. 1991. Contribution géostatistiques à la biologie des pêches maritimes. Thèse doctorat, Centre Géostatistique, Fontainebleau, 211 pp.

Petitgas, P. and Prampart, A. 1993 EVA (Estimation VAriance). A geostatistical software on IBM-PC for structure characterization and variance computation. ICES CM 1993/D:65I.

Petitgas, P. 1993. Geostatistics for fish stock assessments: a review and an acoustic application. ICES Journal of Marine Science, 50: 285-298.

Petitgas, P., and Levenez, J. J. 1996. Spatial organization of pelagic fish: echogram structure, spatio-temporal condition, and biomass in Senegalese waters. ICES Journal of Marine Science, 53: 147-153.

Petitgas, P., Reid, D., Carrera, P., Iglesias, M., Georgakarakos, G., Liorzou, B., and Massé, J. 2001. On the relation between schools, clusters of schools, and abundance in pelagic fish stocks. ICES Journal of Marine Science, 58: 1150–1160.

Petitgas, P., Massé, J., Beillois, P., Lebardier, E., and Le Cann, A. 2003. Sampling variance of species identification in fisheries-acoustic surveys based on automated procedures associating acoustic images and trawl hauls. ICES Journal of Marine Science, 60: 437-445.

Petitgas, P., Massé, J., Beillois, P., Lebardier, E., and Le Cann, A. 2003. Sampling variance of species identification in fisheries-acoustic surveys based on automated procedures associating acoustic images and trawl hauls. ICES Journal of Marine Science, 60: 437-445.

Petitgas, P. 2003. A method for the identification and characterization of clusters of schools along the transect lines of fisheries acoustic surveys. ICES Journal of Marine Science, 60: 872-884.

Petitgas, P. (Ed.) 2010. Life cycle spatial patterns of small pelagic fish in the Northeast Atlantic. ICES Cooperative Research Report No. 306. 93 pp.

Pingree, R. D., & Le Cann, B. 1990. Structure, strength and seasonality of the slope currents in the Bay of Biscay region. Journal of the Marine Biological Association of the UK, 70, 857–885.

Pingree R. D. and B. L. Cann .1992. Three anticyclonic slope water oceanic eddies (swoddies) in the southern Bay of Biscay. Deep Sea Research, 39,nº7/8, 1147-1175.



Pingree R. D. 1993. Flow of surface waters to the west of the British Isles and in the Bay of Biscay. *Deep Sea Research*, 40 . N° 1/2, 369-388.

Pitcher T. J. 1983. Heuristic definitions of shoaling behaviour. *Anim. Behav.*, 31, 611-13.

Pitcher, T. J. 2001. Fish schooling: implications for pattern in the oceans and impacts on human fisheries. In: *Encyclopedia of Ocean Sciences* (Ed. By J. H. Steele, K. K. Turkian & S. A. Thorpe), pp. 975–987. London: Academic Press.

Planque, B., González-Nuevo, G., Dupont, N., and Nogueira, E. 2006. Hydrographic conditions and size-fractionated mesoplankton distribution in the Bay of Biscay during spring 2005. *Oceanography of the Bay of Biscay*, pp: 7-10. ISBN: 84-689-6894-3.

Pointin F, Payne MR. 2014. A Resolution to the Blue Whiting (*Micromesistius poutassou*) Population Paradox? *PLoS ONE* 9(9): e106237. doi: 10.1371/journal.pone.0106237.

Pollard, R. T., Griffths, M. J., Cunningham, S. A., Read, J. F., Pérez, F. F., and Ríos, A. F. 1996. A study of the formation, circulation and ventilation of Eastern North Atlantic Central Water. *Progress In Oceanography*, 37, 167-172.

Popper, A. N., Plachta, D. T. T., Mann, D. A., and Higgs, D. 2004. Response of clupeid fish to ultrasound: a review. *ICES Journal of Marine Science*, 61: 1057-1061.

Porteiro, C., Miquel, J., Carrera, P., Meixede, M., and Cabanas, J.M. 1993. Abundance estimation and distribution of sardine in northern Spain (North of IX and VIIIc Divisions). *ICES CM 1993/H:28*, 19 pp.

Porteiro, C., Carrera, P., and Miquel, J. 1996. Analysis of Spanish acoustic surveys for sardine, 1991-1993: abundance estimates and inter-annual variability. *ICES Journal of Marine Science*, 53: 429-433.

Porteiro, C., Cabanas, J., Valdés, L., Carrera, P., Franco, C. and Lavín, A. 1996. Hydrographic features and dynamics of blue whiting, mackerel and horse mackerel in the Bay of Biscay, 1994-1996. A Multidisciplinary study on SEFOS. *ICES C.M. 1996/S:13*.

Powles, H., Bradford, M. J., Bradford, R. G., Doubleday, W. G., Innes, S., and Levings, C. D. 2000. Assessing and protecting endangered marine species. *ICES Journal of Marine Science*, 57: 696-676.



Pravatiner, J. H. 2010. Estuarine habitat and behavior of winter flounder (*Pseudopleuronectes americanus*): an approach using acoustic telemetry in Barnegat bay, NJ, USA. Tesis doctoral. Graduate School-New Brunswick Rutgers, The State University of New Jersey.

Prouzet, P., Metuzals, K., and Caboche, C.. 1994. L'anchois du golfe de Gascogne: Caracteristiques biologiques et campagne de peche francaise en 1992. Rapport CNPM-IMA-IFREMER, 29 pages.

Puillat, I., Lazure, P., Jégou, A.M., Lampert, L., and Miller, P.I. 2004. Hydrographical variability on the French continental shelf in the Bay of Biscay, during the 1990s. *Continental Shelf Research*, 24, 1143-1163.

Ramalho, A. 1933. Notice sur la pêche et quelques aspects de la biologie de la sardine au Portugal. *Rapp. P.-v. Réun. Cons. Int. Explor. Mer*, 84:29-40.

Ralston, S. and Howard, D.F. 1995. On the development of year-class strength and cohort variability in two northern California rockfishes. *Fisheries Bulletin* 93:710-720.

Reid, D. G. y Simmonds, E.J. 1993. Image analysis techniques for the study of fish school structure from acoustic survey data. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 50: 886-893.

Reid, D., Scalabrin, C., Petitgas, P., Massé, J., Aukland, R., Carrera, P., and Georgakarakos, S. 1998. Standard protocols for the analysis of school based data from echosounder surveys. *ICES CM 1998/B: 1*, 51 pp.

Reid, D., Scalabrin, C., Petitgas, P., Massé, J., Aukland, R., Carrera, P., and Georgakarakos, S. 2000. Standard protocols for the analysis of school based data from echosounder surveys. *Fisheries Research*, 47: 125–136.

Reid, P. C., Battle, E. J. V., Batten, S. D., and Brander, K. M. 2000. Impacts of fisheries on plankton community structure. – *ICES Journal of Marine Science*, 57: 495–502.

Reid, D. (ed.) 2000. Report on echo-trace classification. *ICES Cooperative Research Report no 238*, 107 pp.

Reid, D., Scalabrin, C., Petitgas, P., Massé, J., Aukland, R., Carrera, P., and Georgakarakos, S. 2000. Standard protocols for the analysis of school based data from echosounder surveys. *Fisheries Research*, 47: 125-136.



Rieucou G, Boswell KM, De Robertis A, Macaulay GJ, Handegard NO (2014) Experimental Evidence of Threat-Sensitive Collective Avoidance Responses in a Large Wild-Caught Herring School. *PLoS ONE* 9(1): e86726. doi:10.1371/journal.pone.0086726.

Robinson, C. J. 2004. Responses of the northern anchovy to the dynamics of the pelagic environment: identification of fish behaviours that may leave the population under risk of overexploitation. *Journal of Fish Biology* (2004) 64, 1072–1087.

Rose, G. A., and Legget, W. C. 1988. Hydroacoustic signal classification of fish-schools by species. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* Vol 45:597-604.

Rose, K. A., Cowan Jr, J. H., O Winemiller, K., Myers, R. A., Hilborn, R. 2001. Compensatory density dependence in fish populations: importance, controversy, understanding and prognosis. *Fish and Fisheries*, 2: 293-327.

Rose, G. A. 2009. Variations in the target strength of Atlantic cod during vertical migration. *ICES Journal of Marine Science*, 66: 1205–1211.

Rosen, S., Engås, A., Fernö, A., and Jörgensen, T. 2012. The reactions of shoaling adult cod to a pelagic trawl: implications for commercial trawling. – *ICES Journal of Marine Science*, 69: 303–312.

Sánchez, F., Serrano, A., Parra, S., Ballesteros, M., and Cartes, J. E. 2008. Habitat characteristics as determinant of the structure and spatial distribution of epibenthic and demersal communities of Le Danois Bank (Cantabrian Sea, N. Spain). *Journal of Marine Systems* 72, 64–86.

Sand, O., Karlsen, H. E., and Knudsen, F. R. 2008. Comment on “Silent research vessels are not quiet”. *Journal of the Acoustical Society of America*, 123: 1831–1833.

Santiago, J. S. and Carbó, R. 1991. Estudio acústico del B. I. O. Hespérides. Rep. Inst. de Acústica, Madrid, 1991.

Santiago, J. S. and Carbó, R. 2002. Acoustic signature of two Spanish oceanographic ships. *Forum Acusticum Sevilla 2002. Underwater Acoustics. Special issue of the journal Revista de Acústica*, Vol. XXXIII, year 2002.



Santos, M. B., González-Quirós, R., Riveiro, I., Iglesias, M., Louzao, M., and Pierce, G. J. 2013. Characterization of the pelagic fish community of the north-western and northern Spanish shelf waters. *Journal of Fish Biology*. Doi: 10.1111/jfb.12107.

Sawada, K., Takahashi, H., Abe, K., Ichii, T., Watanabe, K., and Takao, Y. 2008. Target-strength, length, and tilt -angle measurements of Pacific saury (*Cololabis saira*) and Japanese anchovy (*Engraulis japonicus*) using an acoustic-optical system. *ICES Journal of Marine Science*, 66: 1212-1218.

Scalabrin, C. and Massé, J. 1993. Acoustic detection of the spatial and temporal distribution of fish shoals in the Bay of Biscay. *Aquatic Living Resources* 6: 269-283.

Scalabrin, C., Diner, N., Weill, A., Hillion, A. And Mouchot, M-C. 1996. Narrowband acoustic identification of monospecific fish shoals. *ICES Journal of Marine Science*, 53: 181-188.

Scalabrin, C. 1997. Identification acoustique des espèces pélagiques à partir d'attributs discriminants des bancs de poissons monospécifiques. Thèse du Doctorat en Océanographie Biologique: Université de Bretagne Occidentale de Brest.

Scalabrin, C., Marfia, C., and Boucher, J. 2009. How much fish is hidden in the surface and bottom acoustic blind zones? – *ICES Journal of Marine Science*, 66: 1355–1363.

Scheaffer, R. L., Mendenhall III, W., and Ott, L. 1996. *Elementary survey sampling*, 5th ed., 501 p. Duxbury Press, Belmont, CA.

Schmidt, J. 1909. The distribution of the pelagic fry and the spawning regions of the gadoids in the North Atlantic from Iceland to Spain. *Rapports et Procès Verbaux des Reunions, Conseil Permanent pour l'Exploration de la Mer* 10 (pt 4): 229 pp.

Simard, Y., Marcotte, D., and Bourgault, G. 1993. Exploration of geostatistical methods for mapping and estimating acoustic biomass of pelagic fish in the Gulf of St. Lawrence: size of echointegration unit and auxiliary environmental variables. *Aquatic Living Resources*, 6: 185-199.

Simmonds, E. J., Williamson, N. J., Gerlotto, F., and Aglen, A. 1992 *Acoustic survey design and analysis procedure: a comprehensive review of current practice*. ICES Cooperative Research Report no 187. 127 pp.



Simmonds, E. J. and Fryer, R. J. 1996. Which are better, random or systematic acoustic surveys? A simulation using North Sea herring as an example. *ICES Journal of Marine Science*, 53: 39–50.

Simmonds, E. J. 1996. Fitting variograms to North Sea herring acoustic survey data for survey variance estimation- an investigation by simulation. *ICES CM 1996/D:18*.

Simmonds, E. J. & MacLennan, D. N. 2005. Data analysis. In *Fisheries Acoustics: Theory and Practice*. Oxford: Blackwell.

Simmonds E. J. and MacLennan, D. 2005. Survey design in *Fisheries Acoustics. Theory and practice*. 2nd edition. Blackwell Science.

Simmonds, E.J., Gutiérrez, M., Chipollini, A., Gerlotto, F., Woillez, M., and Bertrand, A. 2009. Optimizing the design of acoustic surveys of Peruvian anchoveta. *ICES Journal of Marine Science*, 66: 1341–1348.

Skaret, G., Axelsen, B. E., Nøttestad, L., Ferno, A., and Johannessen, A. 2005. The behaviour of spawning herring in relation to a survey vessel. *ICES Journal of Marine Science*, 62: 1061-1064.

Skaret, G., Axelsen, B. E., Nøttestad, L., Ferno, A., and Johannessen, A. 2005. The behaviour of spawning herring in relation to a survey vessel. *ICES Journal of Marine Science*, 62: 1061-1064.

Skogen, M., Monstad, T., Svendsen, E., 1999. A possible separation between a northern and a southern stock of the northeast Atlantic blue whiting. *Fisheries Research* 41, 119–131.

Smith, P.E. 1985. Year-class strength and survival of 0-group clupeoid. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* 42 (Suppl. 1):69-82.

Smith, S.J. 1996. Analysis of data from bottom trawl surveys. *NAFO Sci. Coun. Studies*, 28: 25–53.

Squire, J.L., and Krumboltz, H. 1981. Profiling pelagic fish schools using airborne optical lasers and other remote sensing techniques. *Marine Technological Society Journal* 15:27–31.

Soria, M., Bahri, T., and Gerlotto, F. 2003. Effect of external factors (environment and survey vessel) on fish school characteristics observed by echosounder and multi-beam sonar in the Mediterranean Sea. *Aquatic Living Resources* 16: 145–157.



Soule, M., Hampton, I. and Barange, M. 1996. Potential improvements to current methods of recognizing single targets with a split-beam echo-sounder. *ICES Journal of Marine Science*, 53: 237-243.

Soule, M., Hampton, I., and Barange, M. 1996. Potential improvements to current methods of recognizing single targets with a split-beam echo-sounder. *ICES Journal of Marine Science*, 53: 237-243.

Spradley J. P., and McCurdy, D. 1975. *Anthropology: The Cultural Perspective*, Nueva York, John Wiley and Sons.

Stanton, T. K., Chu, D., Jech, J. M., and Irish, J. D. 2010. New broadband methods for resonance classification and high-resolution imagery of fish with swimbladders using a modified commercial broadband echosounder. – *ICES Journal of Marine Science*, 67: 365–378.

Swain, D. P., Sinclair, A.F. 1994. Fish Distribution and Catchability: what is the appropriate measure of distribution?. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 51:1046-1054.

Schwartzlose, R. A., Alheit, J., Bakun, A., Baumgartner, T. R., Cloete, R., Crawford, R. J. M., Fletcher, W. J., Green-Ruiz, Y., Hagen, E., Kawasaki, T., Lluch-Belda, D., Lluch-Cota, S. E., MacCall, A. D., Matsuura, Y., Neváez-Martínez, M. O., Parrish, R. H., Roy, C., Serra, R., Shust, K. V., Ward, M. N. and Zuzunaga, J. Z. 1999. Worldwide large-scale fluctuations of sardine and anchovy populations. *S. Afr. J. mar. Sci.* 21: 289-347.

Swartzman, G., Huang, C. P. and Kaluzny, S. P. 1992. Spatial analysis of Bering Sea groundfish survey data using generalized additive models. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* 49: 1366-1378.

Swartzman, G., Stuetzle, W., Kulman, K., and Powojowski, M. 1994. Relating the distribution of pollock schools in the Bering Sea to environmental factors *ICES Journal of Marine Science* 51: 481-492 .

Swartzman, G., Silverman, E. and Williamson, N. 1995. Relating trends in walleye Pollock (*Theragra chalcogramma*) abundance in the Bering Sea to environmental factors. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* 52: 369-380.

Swartzman, G. 1997. Analysis of the summer distribution of fish schools in the Pacific Eastern Boundary Current. *ICES Journal of Marine Science*, 54: 105-116.



Tenningen, E., Churnside, J. H., and Slotte A. 2003. Lidar TS measurements on Northeast Atlantic mackerel (*Scomber scombrus*). ICES CM 2003/V:05,11 pp.

Teo, S. L. H., Sandstrom P. T., Chapman E. D., Null, R. E., Brown, K., Klimley A. P., and Barbara A. 2011. Archival and acoustic tags reveal the post-spawning migrations, diving behavior, and thermal habitat of hatchery-origin Sacramento River steelhead kelts (*Oncorhynchus mykiss*). *Environ Biol Fish*, DOI 10.1007/s10641-011-9938-4.

Thorne, R. E. 1983. Assessment of population abundance by hydroacoustics. *Biol. Oceanogr.*, 2 253-62.

Totland, A., Johansen, G. O., Godø, O. R., Ona, E., and Torkelsen, T. 2009. Quantifying and reducing the surface blind zone and the seabed dead zone using new technology. *ICES Journal of Marine Science*, 66: 1370–1376.

Trenkel, V., Mazauric, V., and Berger, L. 2008. The new fisheries multibeam echosounder ME70: description and expected contribution to fisheries research. *ICES Journal of Marine Science*, 65: 645-655.

Trenkel, V.M., Ressler, P. H., Jech, M., Giannoulaki, M., and Taylor, C. 2011. Underwater acoustics for ecosystem-based management: state of the science and proposals for ecosystem indicators. *Marine Ecology Progress Series*, 442: 285– 301, 2011.

Tsagarakis, K., Giannoulaki¹, M, Somarakis, S. Machias, A. 2012. Variability in positional, energetic and morphometric descriptors of European anchovy *Engraulis encrasicolus* schools related to patterns of diurnal vertical migration. *Marine Ecology Progress Series*. Vol. 446: 243–258.

Tsagarakis, K. , Pyrounaki M. M ,Giannoulaki M. , Somarakis, S., and Machias A. 2012. Ontogenetic shift in the schooling behaviour of sardines, *Sardina pilchardus*. *Animal Behaviour*. 84. 437-443.

Ulltang, Ø. 1980. Factors affecting the reaction of pelagic fish stocks to exploitation and requiring a new approach to a676.

Uriarte A., Prouzet, P., and Villamor, B. 1996. Bay of Biscay and Ibero Atlantic anchovy populations and their fisheries. *Scientia Marina* 60 (Supl.2): 237-255.



Urick, R.J., 1975 Principles of underwater sound. New York, McGraw Hill, 384 p. 2nd ed.

Vabø, R., Olsen, K., and Huse, I. 2002. The effect of vessel avoidance of wintering Norwegian spring spawning herring. *Fisheries Research*, 58: 59-77.

Walline, P. D., 2007. Geostatistical simulations of eastern Beirng Sea walleye pollock spatial distributions, to estimate precision. *ICES Journal of Marine Science*, 64: 559–569.

Was, A., Gosling, E., McCrann, K., and Mork, J. 2008. Evidence for population structuring of blue whiting (*Micromesistius poutassou*) in the Northeast Atlantic. *ICES Journal of Marine Science*, 65: 216–225.

Watkins, J. L., and Brierley, A. S. 1996. A post-processing technique to remove background noise from echo-ingegration data. *ICES Journal of Marine Science*, 53: 339-344.

Weill A., C. Scalabrin and N. Diner. – 1993. MOVIESB: An acoustic detection description software. Application to shoal species classification. *Aquat. Living. Resour.*, 6: 255-267.

Williams, K. 2013. Evaluation of Midwater Trawl Selectivity and its Influence on Acoustic-Based Fish Population Surveys. Tesis doctoral. Universidad de Washington.

Woillez, M., Poulard, J-C., Rivoirard, J., Petitgas, P., and Bez, N. 2007. Indices for capturing spatial patterns and their evolution in time, with application to European hake (*Merluccius merluccius*) in the Bay of Biscay. *ICES Journal of Marine Science*, 64: 537–550.

Woillez, M., Rivoirard, J., and Fernandes, P. G. 2009. Evaluating the uncertainty of abundance estimates from acoustic surveys using geostatistical simulations. *ICES Journal of Marine Science*, 66: 1377–1383.

Zabavnikov, V., and Egorov, S. 2012. Use of airborne lidar of research carrying ot in the interest of fisheries oceanography information ensuring. *Proceedings of the 12th International Circumpolar Remote Sensing Symposium*. 14-18 may 2012, Levi (Finland).

Zar, J. H. (1984). *Biostatistical Analysis*. 2nd edition. Prentice-Hall, Inc.



Zhao, X., Wang, Y., and Dai, F. 2008. Depth-dependent target strength of anchovy (*Engraulis japonicus*) measured in situ. *ICES Journal of Marine Science*, 65: 882–888.

Zilanov, V. K. 1980. Short results of the Soviet study of blue whiting (*Micromesistius poutassou*, Risso) ecology in North Atlantic. *ICES CM 1980/H:32*.

Zwolinski, J., Mason, E., Oliveira, P., and Stratoudakis, Y. 2006. Fine-scale distribution of sardine (*Sardina pilchardus*) eggs and adults during a spawning event. *Journal of Sea Research*, 56:294–304.

Zwolinski, J., Morais, A., Marques, V., Stratoudakis, Y., and Fernandes, P. 2007. Diel variation in the vertical distribution and schooling behaviour of sardine (*Sardina pilchardus*) off Portugal. *ICES Journal of Marine Science*, 64: 963–972.

Zwolinski, J. 2007. Estimac o ac stica da distribuic o e abund ncia de sardinha, *Sardina pilchardus*. Tesis doctoral. Universidade de Aveiro. Departamento de Biologia. 147pp.

Zwolinski, J. P., Oliveira, P. B., Quintino, V., and Stratoudakis, Y. 2010. Sardine potential habitat and environmental forcing off western Portugal. *ICES Journal of Marine Science*, 67: 1553–1564.

Zwolinski, J. P., Emmett, R. L., and Demer, D. A. 2011. Predicting habitat to optimize sampling of Pacific sardine (*Sardinops sagax*). *ICES Journal of Marine Science*, 68: 867–879.



11

APÉNDICE 1

TEORÍA ACÚSTICA



1. INTRODUCCIÓN

El uso de las ondas acústicas para el estudio del medio marino está basado en las ventajas que sus propiedades físicas poseen frente a otros tipos de ondas y también en la avanzada tecnología para la construcción de los equipos (MacLennan y Forbes 1984). Este avance y diversificación de equipos han permitido que los métodos acústicos puedan ser empleados de forma masiva para la caracterización del ecosistema de forma integral (Bertrand et al. 2003; Trenkel et al. 2011).

Las campañas acústicas persiguen diferentes objetivos, desde los estudios sobre comportamiento de las poblaciones tanto de peces como de plancton, generalmente llevados a cabo mediante campañas intensivas, hasta campañas de evaluación de recursos en los que se llevan a cabo campañas extensivas.

Los equipos acústicos, como ya se ha comentado, son diversos y se utilizan diferentes tipos en función de los objetivos de la campaña. Según el equipo acústico a utilizar, los métodos los podemos clasificar en dos grandes grupos:

- Métodos pasivos: Son aquellos en los que el equipo utilizado sólo consta de un receptor. Son métodos de escucha.
- Métodos activos: Son aquellos en los que el equipo utilizado consta de un emisor y un receptor.

Los métodos pasivos son utilizados tanto en los estudios de comportamiento como de estimación de la abundancia de recursos. Los métodos de escucha pueden utilizar tanto transmisores incorporados en la especie objeto de estudio (pautas de migratorias, nictimerales o extensivas, comportamiento en la puesta, etc) (Buckley, 1999; Pravatiner, 2010; Teo et al., 2011) o, simplemente, analizar la firma acústica (registro de sonidos en el espectro de sonido) emitida por una especie tanto para estudiar el comportamiento, área de distribución (Luczkovich et al. 1999) como su posible uso como método de evaluación (Nordeide y Kjellsby, 1999; Olivieri y Glegg, 1998).

En los métodos activos se utiliza un equipo que emite pulsos sonoros y recibe el eco generado por los blancos. Hay dos grandes categorías de equipos:



- Sonar: El haz acústico puede dirigirse a voluntad hacia cualquier punto o, incluso, insonificar omnidireccionalmente.
- Sonda: El haz acústico se dirige únicamente hacia el fondo.

En ambos casos, el haz puede ser sencillo o múltiple, incorporar una única frecuencia o varias frecuencias, dando así una gran flexibilidad de actuación en función de los objetivos del estudio (figura A.1.).

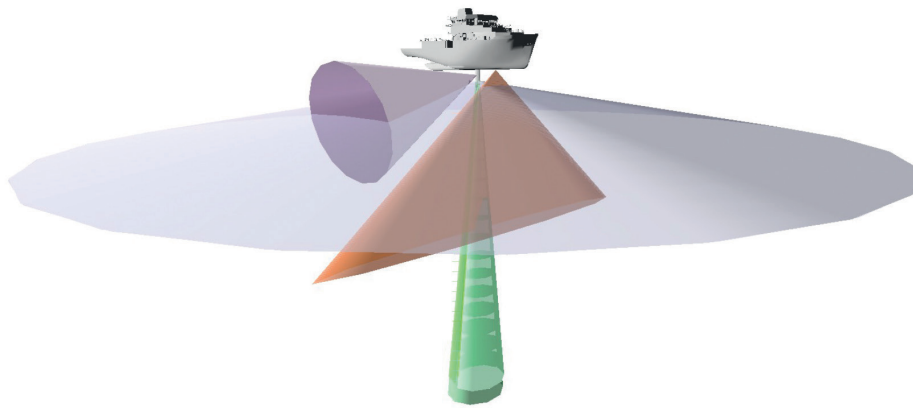


Figura A.1: Tipos de muestreo acústico desde un buque.

2. PROPIEDADES FÍSICAS

La ventaja de las ondas acústicas es que éstas son menos absorbidas que otras ondas como las electromagnéticas (radio, radar o luz) (Urick, 1975; Burczynski, 1982; Bodholt, 1990; MacLennan y Simmonds, 1992)¹. La onda acústica es producida por acción mecánica vibratoria oscilante y armónica de la presión ambiente en un medio elástico y que transporta energía en su avance (Figura A.2). Las ondas sonoras en su propagación, debido a su oscilación armónica, van generando campos alternantes de alta y baja presión, conforme a la siguiente fórmula:

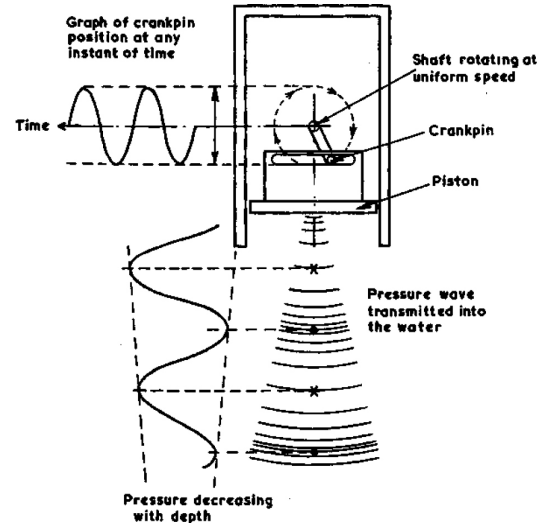
$$p(t) = p_{\max} \times \sin(2\pi ft)$$

donde f es la frecuencia o número de máximos que pasan por un punto fijo en un segundo y medida en hertz (Hz) y t es el tiempo medido en segundos.

¹ Toda la teoría acústica presente en este capítulo está basada en estas referencias



Figura A.2.: Generación simple de una onda acústica.



Además de la frecuencia, las ondas se caracterizan por otro parámetro, la longitud de onda que se define como la distancia entre dos máximos de presión. Ambas están relacionadas mediante la siguiente fórmula:

$$c = \lambda \times f$$

donde c es la velocidad del sonido en el mar, sobre 1500 m/s.

En esta propagación, los campos de presión generados oscilan en función de la distancia de acuerdo con la fórmula:

$$p(x) = p_{max} \times \sin(kr)$$

donde r es la distancia y k es el número de onda circular que está relacionado con la longitud de onda λ , a través de la expresión $\lambda = 2\pi/k$, de donde podemos deducir la siguiente expresión:

$$k = \frac{2\pi f}{v_p}$$

donde v_p es la velocidad de fase y $2\pi f$ es la frecuencia angular de oscilación, también denominada como ω .

Combinando los cambios de presión en el espacio y en el tiempo obtenemos la siguiente ecuación:

$$p(r, t) = p_{max} \times \sin(kr - \omega t)$$



Además de estos parámetros, otro que se utiliza y tipifica la onda es el período, la inversa de la frecuencia. Los equipos de acústica suelen hacer transmisiones en cortos períodos de tiempo denominados duración de pulso o ping (τ).

$$\tau = n \times T$$

La duración de pulso es importante porque define la distancia mínima de discriminación entre dos blancos en función de la fórmula $c\tau/2$. Por ejemplo, para una frecuencia de 38 kHz y una longitud de impulso de 1 ms, la distancia mínima para discriminar entre dos blancos sería de 75 cm.

La intensidad del sonido se define como la energía que pasa en un segundo por unidad de área. Para ondas planas (aquellas en las que los cambios de presión se dan en una única dirección) la intensidad está relacionada con la presión mediante la fórmula:

$$I = \frac{p^2}{\rho \times c}$$

donde ρ es la densidad del agua, I la intensidad, p la presión y c la velocidad del sonido en el mar. Esta fórmula es similar a las empleadas en la teoría de circuitos eléctricos en los que el denominador $\rho \times c$ se denomina impedancia acústica.

Para facilitar las operaciones, la terminología acústica opera en decibelios. Esta es una unidad adimensional que relaciona dos cantidades dimensionales:

$$dB = 10 \times \log \frac{p_2}{p_1}$$

Las ventajas de trabajar en decibelios, además de ser adimensional, es que, al ser logarítmica, permite comparar unidades cuyos valores difieren en varios órdenes de magnitud. Por otra parte, esta escala logarítmica permite simplificar mucho las operaciones matemáticas, por lo que los cálculos se realizan de forma mucho más sencilla².

Las ondas acústicas en su propagación están sujetas a pérdidas de dos tipos,

² Hay que tener en cuenta que el volumen de datos con los que trabaja un equipo acústico es altísimo (miles de datos por tasa de sondeo), por lo que, cuando no había microprocesadores tan potentes, la transformación a cálculos sencillos (potencias a multiplicaciones y éstas a sumas por ejemplo) optimizaba el rendimiento del equipo. Por otro lado, en escala decibélica, una diferencia en 3 dB equivale en unidades lineales a un incremento del doble mientras que 20 dB significa un incremento por un factor de 100.



a. Pérdidas por difusión geométrica. Son pérdidas que se producen de forma constante a razón del cuadrado de la distancia, al ir aumentado la superficie insonificada con la distancia. Aunque no hubiese pérdidas de transmisión, la intensidad de la onda sería la misma pero a cada punto más lejano de la fuente llegaría una menor intensidad (Figura A.3.). En notación decibélica esta pérdida se denotaría como sigue:

$$TL_{gs} = 20 \times \log(R) \text{ con una distancia de referencia de un metro}$$

b. Pérdidas por absorción. Son pérdidas ocasionadas por la conversión en calor de parte de la energía acústica en su propagación por el medio. Estas pérdidas se pueden computar mediante la siguiente ecuación diferencial,

$$I(r) = \frac{I_i}{e^{-Ar_i}} e^{-Ar} = I_i e^{-A(r-r_i)}$$

si ponemos como distancia de referencia un metro, las pérdidas son aproximadamente iguales a αr , siendo α el coeficiente de absorción. Este coeficiente es muy dependiente de la frecuencia, por lo que el rango de frecuencias útiles en acústica es limitado, debiéndose buscar un compromiso entre la definición de blancos, en función de la frecuencia y sus pérdidas en propagación. Altas frecuencias (por ejemplo 450 kHz) discriminan muy bien los diferentes blancos pero son rápidamente atenuadas y viceversa.

Las pérdidas totales de transmisión (transmission loss, TL) se computan en escala decibélica como:

$$TL = 20 \log R + \alpha R$$

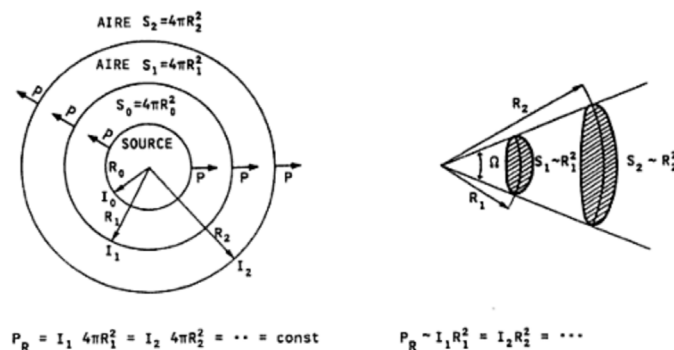


Figura A.3.: Pérdidas de transmisión. Izquierda, insonificación omnidireccional; derecha, insonificación direccional.



Desviaciones en la propagación

Refracción: En su propagación las ondas pueden sufrir variaciones en su dirección en función de la densidad del agua. Efectivamente, la velocidad del sonido en el mar depende de la densidad,

$$c = 1,448,96 + 4,591T - 0,05304T^2 + 2,374 \times 10^{-4}T^3 + 1,34(S-35) + 0,0163D + 1,675 \times 10^{-7}D^2 - 0,01025T(S-35) - 7,139 \times 10^{-13}TD^3$$

siendo c la velocidad del sonido (m/s); T la temperatura en grados Celsius, S la salinidad expresada en ‰ y D la profundidad (m).

Si la onda en su propagación pasa por capas de agua con distinta densidad, sufrirá una refracción, cuyos ángulos de incidencia y transmitido dependerán de la velocidad del sonido, en función de la siguiente constante (ley de Snell, figura A.4.):

$$\frac{\cos \theta_1}{c_1} = \frac{\cos \theta_2}{c_2} = \frac{\cos \theta_3}{c_3} = cte$$

puesto que la estratificación es vertical, el fenómeno de la refracción afecta especialmente a los sonares y, en menor medida a las sondas ya que la insonificación es vertical polo que el ángulo es de 90° en condiciones ideales (sin movimiento del barco).

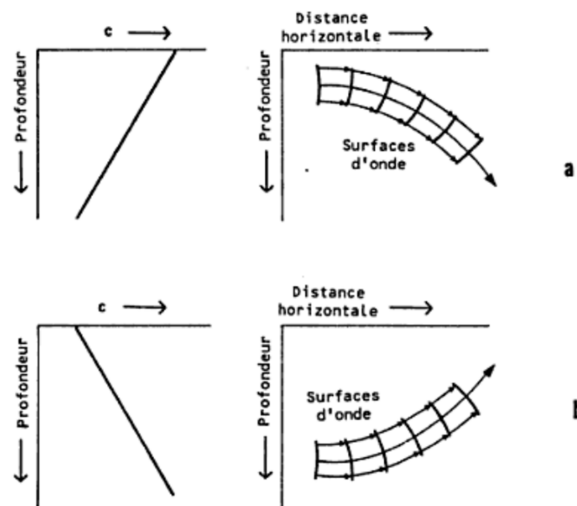


Figura A.4.: Refracción del sonido. a) disminución de la velocidad con la profundidad (i.e. mayor densidad en superficie); b) aumento de la velocidad con la profundidad (mayor densidad con la profundidad).



Reflexión: El eco recibido por el receptor es producto de la reflexión de las ondas acústicas. El índice de reflexión será la razón entre la energía incidente y la reflejada. En el caso de la teoría acústica, la energía reflejada que es de interés es aquella que es devuelta hacia la fuente emisora, comúnmente conocida como energía retrodifundida. En la literatura, el índice de reflexión que se utiliza es la fuerza del blanco (target strength):

$$TS = 10 \log \frac{I_r}{I_i}$$

donde I_r es la energía reflejada e I_i la incidente, ambas medidas a un metro de distancia del blanco.

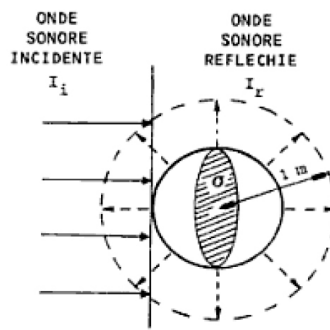


Figura A.5.: Reflexión de las ondas por una esfera ideal (TS).

Sin embargo, en la terminología acústica, en vez de usar la clásica de física, se suele utilizar una unidad de superficie, σ , denominada como área equivalente de reflexión de un blanco y definida como el área de la sección normal de una esfera totalmente reflectora, más conocida como *área normal equivalente* (cross-section area) para la cual se verifique la misma razón I_r/I_i (figura A.5.),

$$TS = \frac{\sigma}{4\pi} = \frac{I_r}{I_i}$$

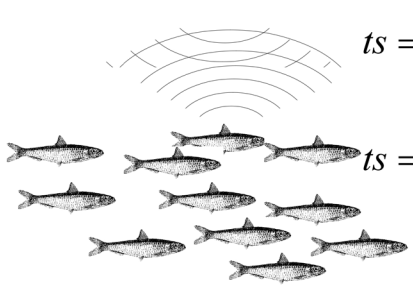
En el caso de que tengamos múltiples blancos con propiedades acústicas semejantes, la fórmula se puede simplificar de la siguiente manera (Foote, 1980):

$$I_{total} = I_i n \frac{\bar{\sigma}}{4\pi}$$

donde n es el número de peces y $\bar{\sigma}$ es el ts medio de esos peces (figura A.6.).

Esta fórmula es de suma importancia porque constituye la base para la estimación de la abundancia de peces en un área.





$$ts = 10 \log \frac{I_r}{I_i}$$

$$ts = \frac{\sigma}{4\pi} = \frac{I_r}{I_i}$$

$$I_{rtotal} = I_i n \frac{\sigma}{4\pi}$$

Figura A.6.: Reflexión del sonido por un banco de peces.

El índice de reflexión depende de la impedancia acústica. Es decir, de la relación entre la densidad del medio y la densidad media del objeto. Cuanto mayor sea la diferencia entre ambas, mayor será la energía devuelta en forma de eco. Aquella parte de la energía del eco dirigida hacia la fuente emisora se denomina energía retrodifundida o, en inglés, backscattering energy. Entre peces, aquellos que tienen vejiga natatoria tendrán un eco superior a aquellos que no la tienen (Foote, 1980). Para una misma especie, los individuos más grandes tendrán un TS superior. El aumento con la talla está más relacionado con la superficie expuesta a la energía incidente que con el área que ocupa. De ahí que se pueda establecer una relación lineal con la talla de la siguiente manera:

$$TS = 20 \log(L) - b = 10 \log\left(\frac{\sigma}{4 \cdot \pi}\right)$$

De igual manera, el estado fisiológico y la profundidad, además de la talla, influyen en el TS (Ona, 1990; Ona, 2003). En el caso de la profundidad el efecto sólo es significativo en aquellos peces que poseen vejiga natatoria, ya que ésta, por la presión creciente, tiende a disminuir su tamaño con la profundidad, disminuyendo su impedancia acústica y, en consecuencia, disminuyendo el TS del pez, como se muestra en la figura A.7. Por otra parte, variaciones del aspecto dorsal, ocasionados por ejemplo por cambios en el ángulo de cabeceo (posición relativa del pez) al hacer movimientos verticales de ascensión o inmersión pueden hacer disminuir el TS al disminuir la energía retrodifundida tal como se explica en la figura A.8. Por todo ello en los estudios de campo se suele siempre buscar el TS medio siendo éste aquel TS promedio para aquellos rangos de profundidad y estados fisiológicos en los que se encontrará la especie objetivo y se denota como:



$$TS = 20 \log(L) - b = 10 \log\left(\frac{\sigma}{4 \cdot \pi}\right)$$

La metodología para la estimación del mismo se puede ver resumida en ICES (1999). Además de las técnicas descritas en ese informe, el TS también se puede derivar mediante modelado e incluso técnicas ex-situ (Fässler, 2008).

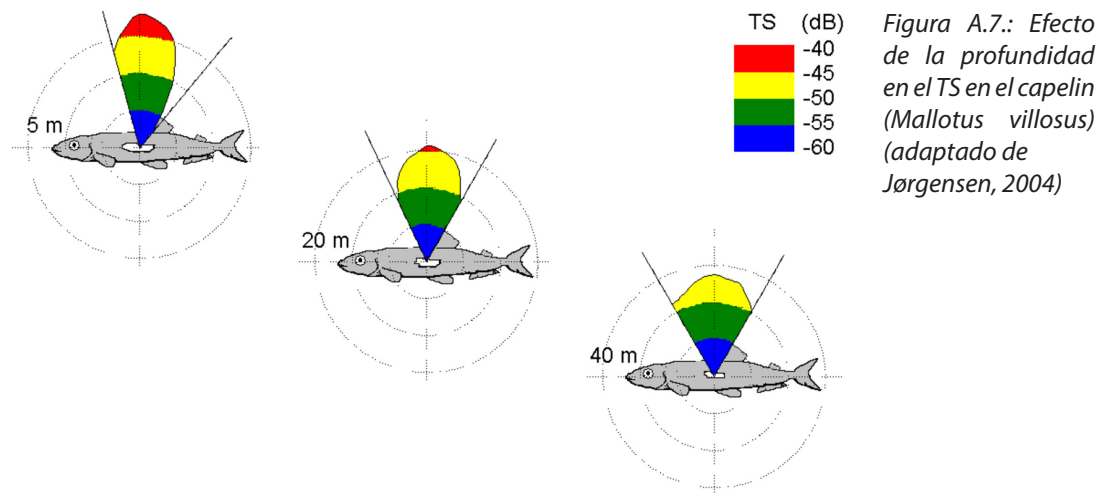
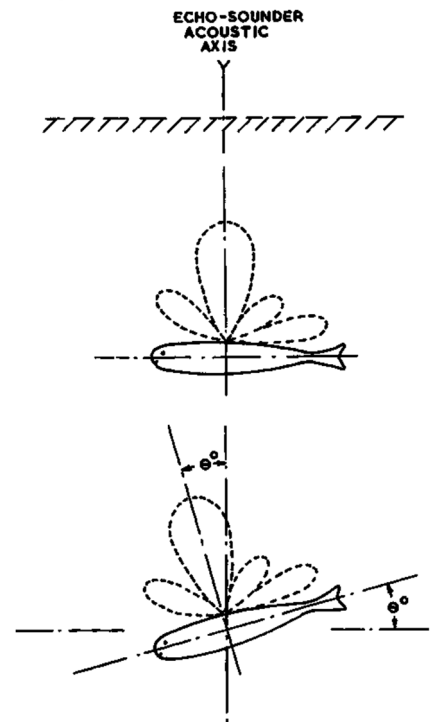


Figura A.8.: Impacto del aspecto dorsal en la energía retro-difundida.

Por otra parte, hay autores que creen que la relación es más con el volumen que con la superficie y que para determinadas especies la relación debe ser $30 \log(L)$ (McClatchie et al., 2003). Sin embargo para la mayoría de las especies sujeta a evaluación hidroacústica se sigue usando una relación lineal con la talla fijando una pendiente igual 20. Esto es, el cuadrado de la longitud. El valor de la ordenada en el origen se denomina comúnmente b_{20} y es específico de cada especie. Los valores varían entre grupos. Para gádidos y afines, los valores más utilizados oscilan entre -65.8 y -68.5 dB; para jurel entre -66.8 y -68.1 dB; para los clupeidos entre -69.9 y -74 dB y para la caballa entre -84.9 y -86.4 dB. (Simmonds and MacLennan, 2005).



Resonancia: Aunque la diferencia de densidades entre el medio y el blanco determina la intensidad de la energía retrodifundida, el tamaño del blanco también determina la respuesta en función de la frecuencia. Esto es debido a que por la propia definición de TS, podemos determinar dos tipos de superficie para un blanco dado:

- Superficie física: aquella realmente posee el blanco
- Superficie acústica: aquella derivada de su TS, σ .

Esta doble visión, como blanco físico con sus dimensiones reales y blanco acústico con dimensiones acústicas en función de su TS (i.e. área normal equivalente) provoca que para una determinada longitud de onda, ocurra que el área física sea superior a la superficie acústica o superficie normal equivalente; si aumentamos lentamente pero de forma constante el tamaño del blanco, veremos que la superficie acústica aumenta rápidamente hasta que ambas superficies se equiparan, apareciendo un período de oscilación entre ambas superficies hasta que la superficie acústica se estabiliza (Rayleigh, 1945; figura A.9).

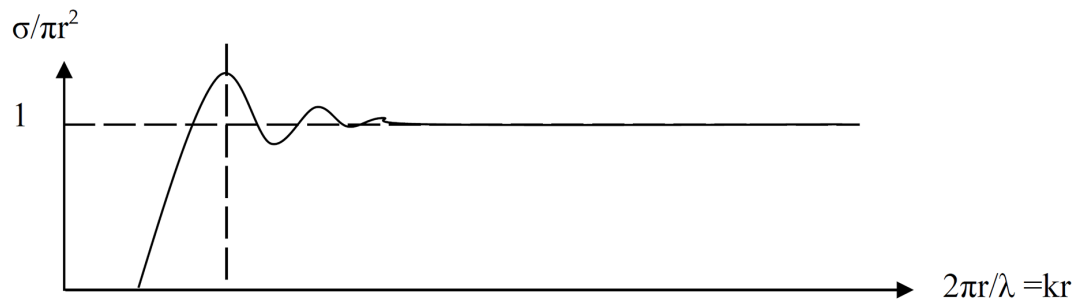


Figura A.9.: Esquema de la difracción Rayleigh para una frecuencia dada y tamaños crecientes de blanco.

El fenómeno ocurre de igual manera para un blanco dado insonificado por diferentes frecuencias. Si el tamaño de este blanco está en fase con la longitud de onda, la onda resonará en el interior del mismo produciendo un eco superior al que generaría su propia impedancia acústica. Este efecto es utilizado en los equipos multifrecuencia o broadband que permiten analizar y clasificar el espectro de recepción del ecos a varias frecuencias en función para asignarlos a diferentes categorías de blancos (Logerwell y Wilson, 2004; Anderson et al., 2007) y, en definitiva a diferentes especies (Stanton et al., 2010). Sin embargo, para aplicar estas técnicas es preciso una calibración muy precisa, con todos los transductores sincronizados y situados a la menor distancia posible (Korneliussen et al., 2008). Un ejemplo de su aplicación se muestra en la figura A.11.



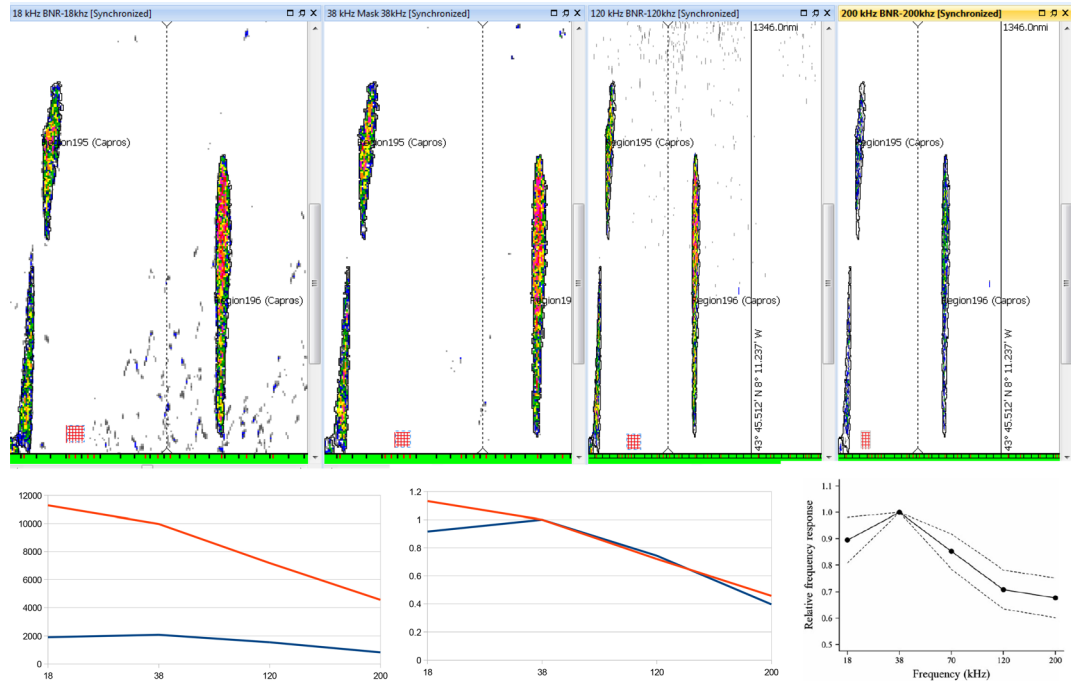


Figura A.10.: Ejemplo de trabajo en multifrecuencia mostrando en los paneles superiores los ecogramas a 18, 38, 120 y 200 kHz y abajo los gráficos de la respuesta a cada frecuencia de los dos cardúmenes identificados como *Capros aper*. A la izquierda en valores absolutos (NASC -s_A); en el centro en valores relativos tomando como referencia el valor de S_A obtenido para la frecuencia de 38 kHz y a la derecha el valor promedio obtenido por Fässler et al. (2013). Datos de la campaña PELACUS 0314.

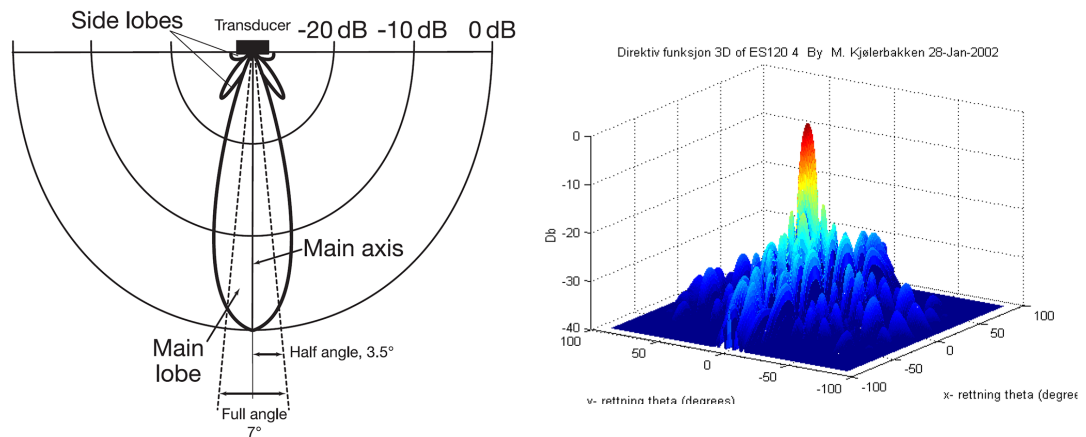


Figura A.11.: Izda. Configuración del haz acústico para un haz de 7°. En los lóbulos laterales (side lobes) la intensidad es de -25 dB; es decir entre dos y tres órdenes de magnitud inferior a la intensidad que hay en el eje acústico. Dcha. Simulación de un haz de transductor de 10°.



3. EQUIPO ACÚSTICO

Los equipos hidroacústicos basan la detección en la fórmula del sonar (Urlick, 1975) cuya formulación es:

$$EL = SL + TS - 2TL$$

donde EL es el nivel de eco, SL el nivel de la fuente emisora, TS es la fuerza del blanco y TL las pérdidas en la transmisión tanto en el sentido hacia el blanco como desde el blanco hacia la fuente emisora.

3.1. Transmisor-receptor (transceptor)

El transmisor genera pulsos a intervalos regulares de tiempo. Cada intervalo está caracterizado por corto periodo de transmisión y un período de espera. La suma de ambos se denomina intervalo entre pulsos o intervalo entre pings. Estos impulsos son eléctricos y poseen una frecuencia definida. Sin embargo, al ser de duración tan limitada el impulso, en realidad lo que se obtiene es un espectro de frecuencias en forma de campana centrado en la frecuencia de referencia. La anchura de esta campana depende de la duración del impulso, τ , en función de la fórmula $B = 1/\tau$.

Tabla A.1.: Características de los pulsos de transmisión.

PULSO CORTO	PULSO LARGO
Resolución vertical fina	Mejor "SNR" (relación señal/ruido)
Detección indiv. Peces (TS)	Peor resolución fondo
Caracterización fina cardúmenes	Mayor precisión split beam
Detección peces cerca de fondo	

Un pulso corto es utilizado en aquellos estudios que requieran una resolución espacial muy fina, como estudios de peces individuales, o peces situados cerca del fondo o en capas e, incluso, para mejorar la exactitud de las variables morfológicas de los bancos. Por el contrario, un pulso largo mejora la relación entre la señal y el ruido (SNR) (tablas A.1 y A.2).



Tabla A.2.: Relación entre pulso de transmisión y ancho de banda.

Bmin=1/T	f (kHz)	pulso (ms)	Bmin (kHz)	Q=10	Q=7.5	Q=5
1000	12	1	1	12 ± 1.2 kHz	12 ± 1.6 kHz	12 ± 2.4 kHz
1000	18	1	1	18 ± 1.8 kHz	18 ± 2.4 kHz	18 ± 3.6 kHz
1000	38	1	1	38 ± 3.8 kHz	38 ± 5.06 kHz	38 ± 7.6 kHz
1000	70	1	1	70 ± 7 kHz	70 ± 9.33 kHz	70 ± 14 kHz
1000	120	1	1	120 ± 12 kHz	120 ± 16 kHz	120 ± 24 kHz
1000	200	1	1	200 ± 20 kHz	200 ± 26.66 kHz	200 ± 40 kHz
2000	38	0.5	2	38 ± 7.6 kHz	38 ± 10.13 kHz	38 ± 15.2 kHz
5000	38	0.2	5	38 ± 19 kHz	38 ± 25.33 kHz	38 ± 38 kHz
500	38	2	0.5	38 ± 1.9 kHz	38 ± 2.53 kHz	38 ± 3.8 kHz
200	38	5	0.2	38 ± 0.76 kHz	38 ± 1.01 kHz	38 ± 1.52 kHz
100	38	10	0.1	38 ± 0.38 kHz	38 ± 0.5 kHz	38 ± 0.76 kHz

3.2. Transductor

El transductor es el elemento que transforma la energía inicial eléctrica en impulsos acústicos. Es generalmente piezoeléctrico y construido en cerámica y consta, para las frecuencias más usuales, de un conjunto de elementos circulares vibradores. La eficiencia en la conversión de la energía eléctrica en acústica y viceversa suele ser de un 50%. La mayoría de los transductores tiene un ancho de banda muy preciso, de tal manera que ofrecen la máxima sensibilidad para la frecuencia para la cual han sido contruidos, cayendo ésta de forma drástica para el resto del espectro.

Los transductores presentan un patrón de directividad, producto de la disposición de los elementos del mismo. Los múltiples elementos están dispuestos de tal manera que, al coincidir en fase sus ondas, éstas se multiplican mientras que si están en desfase se atenúan, originando un patrón de directividad, en general de forma cónica. La sensibilidad es máxima sobre el eje del transductor. Conforme nos alejamos del eje, formando una serie de lóbulos, secundarios, mucho menos sensibles que el lóbulo principal. El patrón de directividad se tipifica en función del índice de directividad, cuya formulación es:

$$ID = \frac{I_o}{I_m}$$

donde, I_o es la intensidad acústica irradiada medida sólo en el eje e I_m es la intensidad acústica media irradiada en todas las direcciones y medida a la misma distancia.



Para los transductores típicos, el valor de este índice, expresado en decibelios ($10\log(ID)$) es de 25 dB (figura A.11.)

Debido a la preeminencia del lóbulo principal, éste es asimilado a un haz ideal o equivalente, en el que se asume que fuera de él la respuesta es nula. En realidad equivalente es interpretado como el haz ideal que daría la misma respuesta de eco en volumen reverberante que el real:

$$\psi = \int_{4\pi} b^2(\phi, \theta) d\Omega$$

donde b es la función de directividad que se formula de la siguiente manera:

$$b(\phi, \theta) = \frac{I(\phi, \theta)}{I(0,0)}$$

siendo ϕ, θ los ángulos determinados por los ejes (x,y,z) del haz acústico, $I(\phi, \theta)$ es la intensidad acústica en un punto dado fuera del eje y $I(0,0)$ es la intensidad acústica medida en el eje a la misma distancia.

La configuración del haz acústico depende de la distancia al transductor. Se denomina Campo próximo o Near Field (también zona Fresnel) a aquella región, próxima a la superficie activa del transductor en la cual la configuración no está resuelta, habiendo rápidas oscilaciones de intensidad. Por el contrario se denomina Campo lejano (farfield, también llamado Fraunhofer) a aquella región situada a una distancia tal de la superficie activa del transductor que cumple con las premisas:

- El haz está conformado totalmente.
- La propagación (y sus pérdidas) es igual para cada uno de los elementos del transductor (i.e. igual amplitud, diferencias por fase/desfase).
- La propagación de las ondas forma un frente paralelo.

El alcance del campo próximo, denominado también zona ciega superficial depende de la frecuencia y del tamaño del transductor. En la tabla A.3 se muestra el tamaño del mismo para el tipo de transductor más frecuente.

Además de esta zona ciega superficial existe otra en el fondo provocada por la configuración esférica de las ondas sonoras. La importancia de esta zona ciega depende de la topografía, siendo mayor cuanto mayor pendiente exista en el fondo, tal como se muestra en la figura A.12.



Tabla A.3.: Relación entre frecuencia, tamaño del transductor y campo próximo

Grados	Radianes	Frec. (kHz)	Tamaño Transd.(cm)	NearField (cm)
			$\beta \approx \frac{\lambda}{L}$	$r \approx \frac{L^2}{\lambda} = \frac{L}{\beta}$
7	0.12	12	102.31	837.45
7	0.12	18	68.21	558.30
7	0.12	38	32.31	264.46
7	0.12	75	16.37	133.99
7	0.12	120	10.23	83.75
7	0.12	200	6.14	50.25

Transductores split-beam: Son aquellos transductores que en recepción son capaces de analizar por cuadrante el retardo en tiempo de la energía retrodifundida de vuelta por un blanco. Su funcionamiento es similar al de un GPS y por triangulación son capaces de determinar la posición tridimensional en el haz del blanco. Su uso es extensivo y sirve, por ejemplo, para realizar medidas de TS in situ y para determinar su movimiento relativo en el haz y su velocidad (Bodholt, 1986) (figura A.13).

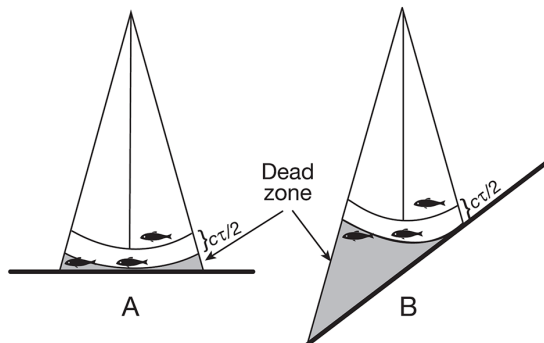


Figura A.12.: representación esquemática de las zonas ciegas o muertas del fondo. A, para fondos con poca pendiente; y B, para fondos con pendiente muy grande.

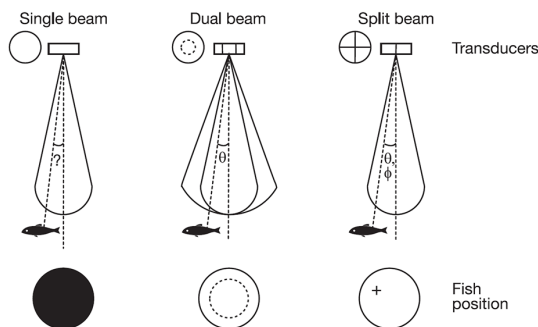


Figura A.13. Geometrías de un transductor simple (izquierda), dual beam (centro) y split beam o haz partido (derecha). El primero sólo puede determinar la posición en profundidad, el segundo en profundidad y en relación al centro del haz y el tercero en tres dimensiones.



4. ECOINTEGRACIÓN

Desde la propuesta inicial desarrollada por Dragesund y Olsen (1965) para cuantificar la abundancia de blancos acústicos, generalmente peces y/o plancton, varios investigadores han profundizado y optimizado la base teórica del mismo (Nakken y Dommasnes, 1975). El principio básico se esquematiza en la figura A.14.

Un ecointegrador es aquel equipo que acumula la energía retrodifundida en el receptor. Si $u(t)$ es el voltaje producido por una ecosonda en el tiempo t después del impulso de transmisión, la energía es la integral (promedio) del cuadrado de la amplitud de $u(t)$ con respecto al tiempo. En consecuencia, la salida del ecointegrador para cada transmisión será:

$$E_i = \int_{t_1}^{t_2} |u(t)|^2 dt$$

En el caso de promediar varios impulsos el resultado será:

$$\langle E \rangle = \sum_{i=1}^N E_i / N$$

donde N es el número de impulsos o pings.

Los cálculos se corresponden con tiempos de retardo desde el impulso. En función de la velocidad del sonido en el mar (c) el tiempo se transforma en distancia en función de la fórmula:

$$R = tc/2$$

en la que se introduce un factor 2 al ser doble la distancia (emisor/blanco y blanco/receptor).

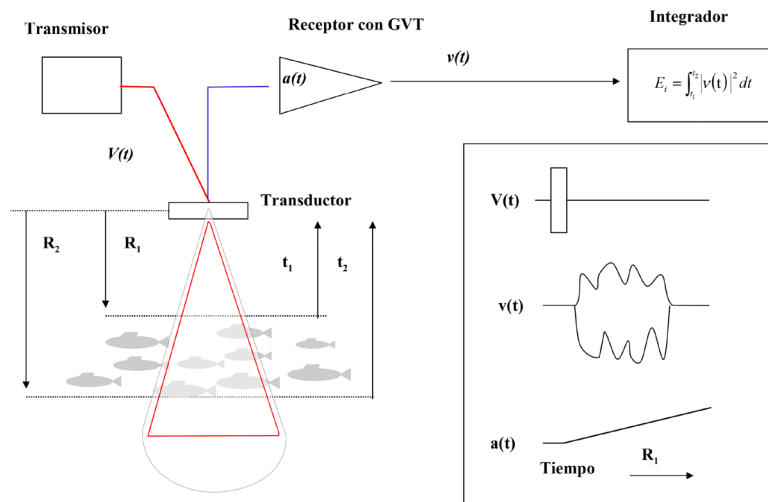
Foote (1980) ha demostrado el principio de linealidad por el cual la energía integrada aumenta proporcionalmente y de forma lineal al aumentar la densidad de peces. Sin embargo hay dos situaciones extremas en la este principio no se cumple:

- a. Cuando se produce un ordenamiento regular de los peces y la distancia entre ellos es siempre igual a la mitad de la longitud de onda acústica de insonificación. En este caso la energía recibida es muy superior a la densidad.
- b. Cuando los peces se localizan en capas densas o extremadamente densas, en distribución azarosa. Cuando hay una abundancia grande de peces



localizados cerca del transductor, estos pueden atenuar la señal, por lo que la contribución al eco de peces que se sitúan más lejos será menor que la esperada al actuar los primeros como ensombrecedores (Foote, 1978). Si la densidad es aún mayor podría ocurrir que parte de la energía incidente a un cardumen pueda quedar retenida en él empezando a resonar dentro del mismo, por resonancia individual de cada pez con los vecinos, haciendo un efecto parecido al campaneo de una campana. Mientras que el primer caso disminuiría la energía recibida, el segundo caso la aumentaría.

Figura A.14 Principio básico de ecointegración (adaptado de Simmonds y MacLennan, 2005). La integración es hecha entre los tiempos t_1 y t_2 que se corresponden con las distancias R_1 y R_2 a través de la fórmula $t=2R/c$ siendo c la velocidad del sonido en el mar; $a(t)$ es una ganancia variable con el tiempo que compensa las pérdidas por dispersión geométrica y absorción.



4.1. Equipos SIMRAD

En los equipos Simrad y afines el cálculo de la energía se basa en el SV. Su cálculo, basado en la energía recibida por cada ping emitido, es el siguiente:

$$S_V(r, P_r) = P_r + \log R + 2 \cdot \alpha \cdot R - 10 \cdot \log \left(\frac{P_t \cdot G_0^2 \cdot \lambda^2 \cdot c \cdot \tau \cdot \psi}{32 \cdot \pi^2} \right) - 10 \cdot \log (F_{S_r})$$

donde:

- r es el rango y R el rango corregido (altura de la capa).
- P_r es la energía recibida en W expresada en escala decibélica.
- P_t la energía emitida (W) expresada en escala lineal.
- α es el coeficiente de absorción.
- G_0 es la ganancia.



λ es la longitud de onda.

c es la velocidad del sonido en el mar.

τ es la cadencia de impulso.

ψ es el ángulo sólido equivalente.

$F_{(SV)}$ está relacionado con las características del haz (ancho o estrecho) y la longitud del impulso (largo, medio o corto).

Para el cálculo del S_V medio, se linealiza cada S_{V_i} $E=10^{\frac{S_{V_i}}{10}}$, calculando la media aritmética y luego se pasa de nuevo a escala decibélica, $S_{V,mean}=10\log(E)$.

Para calcular el s_A , se procede de la siguiente manera:

$$s_A = 4 \cdot \pi \cdot 1852^2 \cdot 10^{\frac{S_{V,mean}}{10}} \cdot MeanHeight$$

donde *MeanHeight* es la altura media de la capa (R_1-R_0).

Esta unidad esta siempre referida a una milla náutica. Puede haber una unidad intermedia de S_A , que se calcula cuando escogemos un cardumen o una región cuyo tamaño sea inferior a la del ESDU (elemental sampling distance unit o unidad de distancia elemental de muestreo). En este caso, este S_A sólo es calculado con los pings correspondientes al trayecto recorrido. Para referirlo al ESDU, el cálculo es sencillo: $S_{A\text{ milla}} = (n^{\circ}\text{pings cardumen}/n^{\circ}\text{pings milla}) \cdot S_{A\text{ cardumen}}$.

En el caso de los equipos basados en el sistema francés de Ossian el cálculo es el siguiente:

$$E_N = \frac{10^6}{\varepsilon} \sum_j S_j \times T_j \sum_i U_i^2$$

donde:

S_j es la velocidad del buque.

T_j es la desviación de tiempo entre pings.

ε número de muestreos por metro.

U es el voltaje recibido en milivoltios en el transceptor.

En el caso de integración por milla la fórmula se simplifica:

$$E_N = \frac{1852 \times 10^6}{\varepsilon} \sum_i U^2$$

y

$$R_V = 10 \log \left[\frac{E_N}{H \times D} \right] - 60$$



donde:

D es la distancia de integración expresada en millas

H es la altura de la capa de agua en metros

60 es un factor igual a $10 \log 10^6$ de conversión de voltaje de milivoltios a voltios.

Las unidades de energía integrada en ambos equipos son comparables mediante la siguiente igualdad:

$$R_V = 10 \log S_V = 10 \log \frac{s_A}{4\pi\Gamma_0 \times 1852^2 \times H}$$

de donde:

$$\frac{s_A}{4\pi\Gamma_0 \times 1852^2 \times H} = \frac{E_N}{H \times D \times 10^6}$$

y, simplificando:

$$E_N = 0.0232 \times D \times s_A$$

donde D es la distancia de integración expresada en millas.



5. GLOSARIO DE UNIDADES UTILIZADAS EN ACÚSTICA

Son muchas las unidades que se utilizan en este trabajo. Las más importantes, extraídas de MacLennan et al (2002), Reid et al (2000) e ICES (2000):

Variable	Cálculo	Explicación
Sección normal de retrodifusión, σ_{bs} (m ²)	$\sigma_{bs} = [\pi^2 I_{bs}(r) 10^{ar/10} / I_{inc}]$	Energía devuelta por un blanco hacia la fuente emisora (distinta de la omnidireccional)
<i>Backscattering cross-section</i>		
Fuerza del Blanco (dB re 1 m ²)	$TS = 10 \log(\sigma_{bs})$	Medida en escala decibélica del índice de reflexión, expresado en función de la superficie
<i>Target Strength</i>		
Coefficiente de retrodifusor de volumen s_v (m ⁻¹)	$s_v = \sum \sigma_{bs} / V$	Sumatorio de todos los blancos discretos localizados en un volumen V
<i>Volume backscattering coefficient</i>		
Coefficiente ret. En volumen medio, dB (S_v)	$S_{v(\text{medio})} = 10 \log(s_v)$	Se calcula en base a los valores linealizados de cada punto de muestreo. Estos vienen definidos por el ping, ancho del haz y $ct/2$ de cada punto, $10^{S_v/10}$
<i>Volume backscattering strength</i>		
Coefficiente Retrodifusor de Area s_a (m ² /mn ²)	$s_a = \int_{z_1}^{z_2} s_v dz$	Integral (promedio) en distancia de los S_v medios
<i>Area backscattering coefficient</i>		
Coefficiente Retrodifusor de Area Náutica, CRAN, s_A (m ² /mn ²)	$NASC = 4\pi \times 1852^2 \times 10^{(S_v \text{ medio}/10)}$	En los equipos Simrad esta unidad se define como S_A , y está referida a la Unidad de Distancia Elemental de Muestreo (ESDU) si bien puede ser calculado para distancias mayores o menores en función de razón , número de impulsos de la ESDU y el número de impulsos de la distancia objeto $Dist_i$, $Dist_f$ y $Dist_{f-1}$ son distancias horizontales a lo largo del transecto al primer, ultimo y penúltimo ping del banco. El término $2D_m \tan(\phi/2)$ corrige el efecto del ancho del haz (Diner 1998), donde D_m es la profundidad media del banco y ϕ es el ángulo de ataque, definido como el ángulo existente entre el transductor y el borde del banco en el momento de ser éste
<i>Nautical area scattering coefficient (NASC)</i>		
Longitud de banco, L (m)	$L = [Dist_f - Dist_i + Dist_f - Dist_{f-1}] - 2D_m \tan(\phi/2)$	
<i>School-length</i>		



Altura del banco, H, $H=[D_{\max}-D_{\min}]-ct/2$ (m)		detectado. Φ es una función del ángulo del haz, la energía media y el umbral
<i>School.height</i> Perímetro del banco, P, $P=\sum l_k \cdot \{2[(Ln-Lc)+(Hn-Hc)]\}$ (m)		D_{\max} y D_{\min} son la máxima y mínima profundidad del banco; esta altura es corregida para el efecto de la longitud de pulso por el segundo término
<i>School-perimeter</i>		Cada banco es definido por un polígono que rodea al mismo, siendo el sumatorio de todos los tramos externos, tanto horizontales como verticales, ambos corregidos como se ha explicado en los anteriores casos
Area del banco, A, (m) $A=\sum a_i \times [(Lc \times Hc)/(Ln \times Hn)]$		Es el sumatorio del área de cada punto del banco, corregido como en los anteriores casos
<i>School-Area</i> Profundidad, D, (m) $D=\sum(D_i)/n$		
Distancia a la costa DC (m)	MIN $[DC= ((lat_b-lat_c)^2+(lon_b-lon_c)^2)^{0.5}]$ $DC=DC \times 60 \times 1852$	Minimización de la triangulación entre la posición (latitud y longitud) de un cardumen y la línea de costa definida a partir de 3000 puntos con latitud y longitud. Las longitudes son corregidas en función del coseno de la latitud

Por convención, las medidas lineales referidas a medidas de difusión de longitud se escriben en caracteres apaisados; las medidas referidas a secciones normales en caracteres griegos y en letras minúsculas los coeficientes de volumen, área o lineales. Las medidas en escala logarítmica siempre empiezan por letra mayúscula. Sin embargo, sa y sA no siguen esta convención por razones históricas.

6 CALIBRACIÓN

Los equipos acústicos en cualquiera de sus elementos están sometidos a una fatiga que limitan su eficiencia. Por otra parte, debido al procesamiento que sufre la señal (conversiones de voltajes en abundancias de peces) es conveniente también realizar un chequeo de los valores obtenidos frente a un blanco patrón de propiedades acústicas conocidas y supuestamente inalterables (Blue, 1984; Foote et al., 1987).

El objetivo de la calibración es doble. Por un lado adecuar el equipo en cuanto a ganancias a la respuesta de un blanco conocido. Por otro, chequear al integridad del



sistema. Existen varios métodos pero, el más eficaz es siempre mediante un blanco patrón. El resto de los métodos (intercalibración de buques, peces en caja) lejos de calibrar, podrían aumentar la incertidumbre de la calibración, porque las propiedades acústicas de los peces son muy variables y están sujetas al comportamiento de las especies y a las emisiones de ruido de los buques son siempre diferentes y, por lo tanto, podrían alterar de forma distinta el comportamiento de los peces.

Por ello, el único método recomendado de calibración es mediante una esfera patrón. Para las frecuencias más usuales existe una esfera de referencia generalmente de cobre o de aleación de carburo de tungsteno (Simmonds and MacLennan, 2005). En el caso de la frecuencia de 38 kHz, la esfera es de cobre es de 60 mm y posee un TS de -33.6 dB; en aleación de carburo de tungsteno es de 38.1 mm con un TS de -42.3 dB.

El proceso de calibración tiene como objetivo chequear los valores tanto de la TS como de integración calculados por el equipo y contrastarlos con los teóricos que debería proporcionar. En el caso de discrepancias, se deben corregir los valores de las ganancias hasta conseguir que el valor calculado por el equipo coincida con el teórico.

6.1. Práctica

Para la calibración con blanco patrón hay que situar la esfera en el haz acústico. Para ello se utilizan tres cabrestantes, para poder conseguir mover la esfera. En equipos Simrad de haz partido (cuadrantes o Split beam) esta operación es sencilla ya que la esfera se puede observar en un corte transversal al haz. Ello es posible porque estos equipos hacen una triangulación en función del retardo de llegada de la señal del eco a cada uno de los cuadrantes del transductor, operando de forma similar al GPS. Una vez centrada, el equipo nos dará la profundidad y el valor del TS. Como los cálculos se hacen en función del tiempo, conviene ajustar la velocidad del sonido a la densidad del agua. Esto es relevante en zonas con una termoclina importante, aguas muy dulces en las que, o bien, pueda haber cambios en la velocidad de transmisión del sonido o bien, que el valor por defecto de la velocidad del sonido (1500 m/s) no sea adecuada. Además, las pérdidas por absorción también dependen de la densidad por lo que se debe realizar una estación de CTD para corregir la velocidad del sonido en función de los valores reales de temperatura y salinidad.

Aunque actualmente se están empleando modelos para la calibración que integran información de todo el haz, el método más simple y que ha sido utilizado en todas



las campañas descritas en esta tesis excepto aquellas llevadas a cabo en los recientes años (2014-15) consiste en la calibración sobre el eje acústico.

Una vez situada la esfera en el eje acústico, se analiza el valor de TS real en relación al valor de TS teórico, modificando la ganancia de TS hasta que ambos valores sean iguales. El siguiente paso es ajustar el valor de la ganancia para la integración. El cálculo del valor teórico de integración también es sencillo. De acuerdo con las fórmulas descritas anteriormente,

$$TS = 10 \log \sigma / 4\pi r^2;$$

$$\text{para } 38 \text{ kHz, } \sigma = 4 \times 3.1417 \times 10^{-3.36} = 0.00549 \text{ (m}^2\text{)}$$

La profundidad del blanco, nos definirá, en función del ángulo sólido del haz, el volumen insonificado. Generalmente para la frecuencia utilizada, el fabricante del transductor nos da los ángulos que posee el haz, casi siempre esférico y cercano a 7°. Si fuera de 7.5°, el ángulo sólido sería:

$$10 \log \psi = 10 \log (7.5/2)^2 - 31.6 = -20.1 \text{ (dB);}$$

$$\psi = 10^{-2.01} = 0.0097 \text{ (estereo-radianes)}$$

Aplicando la fórmula de integración y suponiendo que la esfera está situada a 18.3 m de profundidad

$$NASC = [0.00549 / (18.3^2 \times 0.0097)] \times 1852^2 = 5796 \text{ (m}^2/\text{nm}^2\text{)}$$

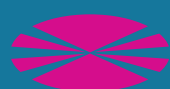
El valor experimental debe coincidir con este teórico. En caso contrario, se corregiría el valor de la ganancia del equipo.

Esta sería la calibración básica. Conviene crear un histórico de calibraciones para poder comparar resultados. La experiencia nos dice que las pérdidas de eficiencia del equipo son mínimas, por lo que no caben esperar cambios importantes de un año a otro. En caso contrario, hay que hacer un chequeo exhaustivo del sistema, empezando por las especificaciones del equipo (de no haberlo hecho antes), como potencia de salida, longitud de impulso, ángulo sólido, etc. Una vez hecho esto, de intuir anomalías habría que incluir cables, niveles de ruido etc, generalmente siguiendo las indicaciones del constructor del equipo.



El nuevo software multifrecuencia de Simrad ER70 así como el ER60 incluyen un programa para la calibración del equipo ajustando no sólo los valores de ganancia si no también el patrón de directividad, modificando los ángulos del transductor en cuestión. Para ello, además de medir la sensibilidad en el eje, es preciso desplazar la esfera por todo el haz acústico. El software compara los valores teóricos con los reales, ajustando tanto las ganancias como el ángulo sólido, facilitando también el valor medio de desviación entre el ajuste teórico y el observado.





UNIVERSIDADE DA CORUÑA